

環境研資料

No.102

横浜港の水質・底質汚濁に関する 調査報告書



1992年3月

横浜市環境科学研究所

Yokohama Environmental Research Institute

表紙航空写真：横浜市港湾局撮影

横浜港は、沿岸を埋立地で囲まれており、地形的に閉鎖性が高い。
また、集水域は開発が進み、住宅地が広がっている。

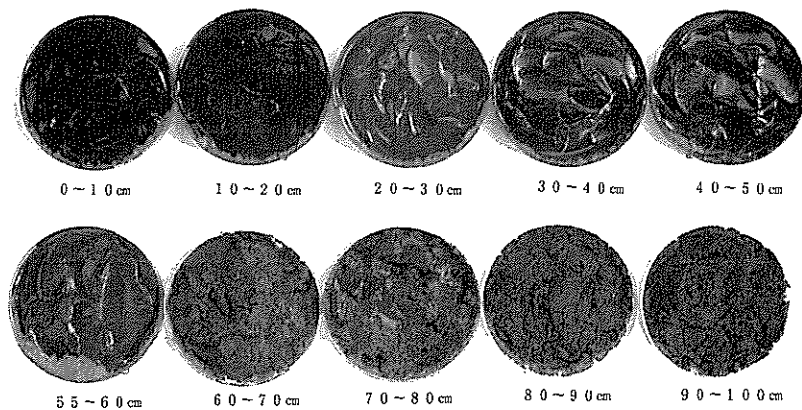


写真1 鶴見川の河口先で採取した底質柱状試料



写真2 セディメントトラップ実験

はしがき

「横浜港」は、横浜市の「顔」と言えるほど有名な場所であり、横浜の名が示すように、江戸時代には、遠浅の白砂青松の浜が続いておりました。そして、横浜港は開港により、文明開化の最先端を行く場所となりました。しかし、昭和30年代から始まった高度経済成長により、横浜港の水域環境は一変し、自然の海岸線は、皆無になり、市民が海と接する場所はほとんど無くなってしまいました。そして、水質的にも生物が生息しにくい環境となってしまいました。

しかし、近年に至って、身近に接することができる自然を取り戻そうという気運が高まってまいりました。そのためには、まず現状を正確に把握する必要があります。そこで、環境科学研究所では昭和61年度より、「河口沿岸域の汚濁状況に関する研究」に着手し、横浜港の水質・底質汚濁の現状や、汚濁機構について調査研究してまいりました。

本報告書は、その調査研究結果をまとめたものであり、「横浜港の自然環境と社会環境」、「水質編」、「底質編」から成っております。まず、横浜港の地形的条件、集水域の土地利用形態などについて調査し、「横浜港の自然環境と社会環境」についてまとめました。「水質編」では、水質汚濁の現状、水質汚濁の推移などに関してまとめました。底質の問題は、水質浄化を計る上で重要な課題であり、特に横浜港のような閉鎖性水域においては、底質改善が必須とされております。「底質編」では、これらの点を念頭において、底質汚染の現状、底質の堆積要因などについてまとめました。「底質汚濁の現状」、「底質の堆積要因」についての調査は横浜市港湾局と共同で実施しました。この報告書が、今後実施される横浜港の水質改善事業の一助になれば幸いと存じます。

1992年3月

横浜市環境科学研究所長

中村 高也

目 次

概 要	1
自然環境と社会環境編	
1. 横浜港の自然環境	5
2. 横浜港の社会環境	12
水質編	
1. 水質汚濁の現状	19
2. 横浜港の水層構造	24
3. 横浜港における水質の推移	28
底質編	
1. 底質汚濁の現状	35
2. 底質汚染の変遷	81
3. 横浜港底質からのリン、窒素の溶出	91
4. 横浜港における底質堆積要因	101
5. 堆積年代を推定した底質柱状試料の作成	129
おわりに	133

調査結果の概要

自然環境と社会環境編

1. 横浜港の自然環境

横浜港は東京湾の西北側に位置し、北緯35度20～28分、東経139度37～43分である。

潮流としては、恒流が上層において港奥から港外へ向かって、下層においては港外から港奥へ向かう流れとなっている。水深は、内港地区においては10～12m程度、防波堤の外側では12～15m程度となっている。

横浜港の内港地区における幾何学的な閉鎖度は2.7であり、東京湾の4.2よりも小さく、広島湾とはほぼ同程度であった。また、湾内水の交換率は東京湾とほぼ同程度の0.024であった。

2. 横浜港の社会環境

横浜港は、江戸時代には入り浜の自然海岸であったが、埋立により自然の海岸線は残されていない。

また、集水域においても宅地開発などが活発に行われた。内港地区の集水域である帷子川と大岡川の流域における宅地利用形態に関する解析を行った。その結果、昭和49年から59年の10年間に帷子川の流域で、山林などが4.4%減少し、住宅地に変化しており、面積としては約260haであった。大岡川の流域も同様に山林などが約5.5%減少し、住宅地に変化し、面積的には約130haであった。

水質編

1. 水質汚濁の現状

水質汚濁の指標である化学的酸素要求量 (COD) の値は、1974年 (昭和49年度) の8mg/ℓ を最大に減少傾向を示してきたが、近年は横ばい状態であり、顕著な改善は認められない。窒素・リンに関しても同様であり、富栄養化の目安である水産環境基準と比較すると、約10倍の値となっている。

赤潮に関しては、古くは1907年 (明治40年) に発生した記録が残されているが、現在も5～9月にかけて毎年数回の発生が確認されている。

閉鎖性水域の水質汚濁の原因である、流入河川の水質は、下水道の整備に伴って改善されつつある。生物化学的酸素要求量の値で見ると、1972年 (昭和47年) 頃が30mg/ℓ 程度であったものが、1989年 (平成元年) には10mg/ℓ 程度に改善されている。しかし、窒素・リンに関してはあまり顕著な減少は認められない。また、下水道の整備に伴う河川の固有水量の減少などが今後の課題と思われる。

2. 横浜港の水層構造

横浜港の内港地区は、流入河川の影響により、海水と淡水が混合する汽水域であり、その水層構造は水質汚濁とも密接な関係がある。夏期における横浜港内港地区の水層構造を調査した結果、次のことがわかった。

内港地区には、全域で表層に密度の小さい水層が形成され、成層化が著しい。塩分濃度は表層部で24%程度、下層部には30%程度の塩分濃度の高い海水が進入している。

帷子川の河口前面付近においては、表層から1m程度の水深まで河川水の影響が大きい。また、山下埠頭と大棧橋に挟まれた山下公園の前面の水域は、停滞性が大きく、他の水域と水層構造も異なっていた。

水質的には、下層水は溶存酸素が低く、リン酸態リンの濃度は逆に高くなっていた。

3. 横浜港における水質の推移 —横浜検疫所のデータから—

横浜港においては、1972年（昭和47年）から水質汚濁防止法に基づく公共用水域水質測定が実施されている。しかし、1972年は既に水質汚濁が進行していた状態である。それ以前の水質データとして、横浜検疫所が1956年（昭和31年）から調査している結果がある。その1956年（昭和31年）から1971年（昭和46年）までのデータを解析した結果、過マンガン酸カリウム消費量（CODと同義）の濃度は、経済の高度成長に伴う水質汚濁の変遷を良く表しており、1956年（昭和31年）に比較して、1958年（昭和33年）には約2倍に、1965年（昭和40年）、1966年（昭和41年）には約6倍にも達していた。

底質編

1. 底質汚濁の現状

横浜港の底質汚濁の状況を把握するため、内港地区25地点、大黒埠頭から本牧埠頭にかけて22地点の合計47地点において調査を行った。47地点のうち14地点においては底質柱状試料を採取した。分析項目は、外観及び性状、比重、粒度組成、亜鉛、鉛、銅、ニッケル、クロム、カルシウム、ストロンチウム、マンガン、カリウム、チタン、イオウ、リン、強熱減量、全炭素、全窒素に関して行った。

その結果、強熱減量や亜鉛、鉛などの汚染指標となる項目の濃度分布は、内港地区で高く、防波堤の外側では低くなっていた。内港地区は、帷子川の影響が大きいことと、閉鎖的な地形が原因であると思われる。また、深度分布の結果から、亜鉛や鉛などの汚染指標項目は表層よりも30～40cmの深度で最大値を示した。これは1960～70年頃の水質汚濁が非常に進んでいた頃の状態と推察された。

また、底質汚濁を総合的に評価するため、主成分分析法による解析を行った。解析には、強熱減量、亜鉛、全炭素、全窒素、イオウの5項目を用いた。その結果から底質汚濁マップを作成した。

2. 底質汚濁の変遷

底質汚濁の変遷について、多面的且つ連続的に把握するため、底質柱状試料による調査を行った。底質の堆積年代の推定には鉛-210法を用いた。

その結果、重金属汚染や油分による汚染は1950年（昭和25年）頃から始まり、1970年（昭和45年）頃にピークに達し、その後は減少傾向にあることがわかった。PCB汚染は1950年（昭和25年）頃から始まり、1960年（昭和35年）頃に急激に増加し、その後は減少していた。また、赤潮生物の *Skeletonema costatum* の出現率は1950年（昭和25年）頃から増加し始め、やはり1970年（昭和45年）頃に最大値を示していた。

人為的汚染に由来する重金属、油分、PCB、赤潮プランクトンなどはすべて1960～1970年（昭和35～45年）頃に最大値を示し、この頃の汚染が工業系・生活系の全般的なものであり、汚染の度合いも高かったと推察された。

3. 横浜港底質からのリン・窒素の溶出

横浜港底質からのリン・窒素の溶出について、不攪乱底質柱状試料を採取し、コア疑似現場法により溶出実験を行った。溶出条件としては、水温を10～25℃、溶存酸素濃度 (DO) を0.5～8mg/ℓで行った。

その結果、リン・窒素の溶出は、DOに影響を受け、DOの減少に伴い、溶出量が増大した。特に、DOが2mg/ℓから0.5mg/ℓに減少した時に、著しい増大を示した。温度も溶出に影響を及ぼし、温度が高くなるに伴い溶出量が増大した。リンの場合は、15から20℃に上昇した時に著しい増大を示した。窒素は温度の上昇に伴い、溶出する形態に影響が認められた。

横浜港の夏期の条件に近い水温20℃、DO4mg/ℓの条件下での溶出速度は、リンで5.5mg/m²・day、アンモニア態窒素で46mg/m²・dayであった。

4. 横浜港における底質堆積要因

横浜港の内港地区の2地点においてセディメントトラップを用いて沈降性粒子を約1年間にわたり捕集し、捕集物質の元素成分、珪藻数などを分析した。その結果と実験期間中の気象条件などから、底質の堆積要因、堆積速度について検討した結果、次のことがわかった。

沈降粒子束の季節変動は、夏期の7～9月にかけて増大傾向を示し、生物生産が大きく影響していた。捕集物質中のアルミニウム濃度は、季節により大きく変動し、生物生産の寄与率を推定する際のマーカーになることがわかった。

帷子川の河口部における、捕集物質と総珪藻数の関係から見積もられる珪藻による内部生産負荷量は、水深3mで43%、5mで25%、7mで12%であった。

セディメントトラップの捕集物質から計算される堆積速度は、帷子川河口前面で1.49g/cm²/y、山下公園前面で0.67g/cm²/yであった。

5. 堆積年代を推定した底質柱状試料の作成

底質柱状試料は、水質汚濁の変遷を記録した重要な試料なので、放射性同位元素などを分析し、堆積年代を推定した。

底質柱状試料は、横浜港内港地区の2地点において採取した。試料は、表層から5cm毎に分取した。堆積年代は、鉛-210法により推定した。その結果、大岡川河口部の試料は、表層から11cmの部分で1985年頃、23cm-1980年頃、45cm-1970年頃、74cm-1950年頃に堆積したと推定された。また、防波堤西側の試料は、表層から6.3cmで1985年頃、14cm-1980年頃、26cm-1970年頃、48cm-1950年頃、70cm-1930年頃に堆積したと推定された。

1. 横浜港の自然環境

1-1 地理

横浜港は、図-1-1に示すように東京湾の西側に位置している。経緯度は、北緯35度20~28分、東経139度37~43分である（港湾法に基づく港湾区域）。図-1-2に、横浜港の詳細な図を示す。港奥部にみなとみらい21地区(MM21)、山下公園などの横浜を代表する観光施設がある。東水堤と北水堤に囲まれた水面積約3.4km²の内港地区は、市民と海との接点として重要な役割を果たしているが、その閉鎖的な地形のため水質汚濁が重要な課題となっている。

1-2 潮流

横浜港の潮流に関して詳細に調査した例は少ない。ここでは、横浜市港湾局が昭和62年度に実施した横浜港水質浄化調査報告書¹⁾の結果を紹介する。

この調査報告書で報告している流況のシミュレーションは、水域を125mのメッシュに分け、2層モデルで行っている。水深は調査に際しての実測値と海図の値を用いており、シミュレーションの結果は、実測値とほぼ一致していることが確認されている。その結果を図-1-3~8に示す。

図-1-3、4は恒流の計算結果である。上層では港奥から港外に向かって流れ、下層は逆に港外から港奥に向かって流れている。山下公園の前面では流れが小さく、停滞性が大きいことがわかる。

図-1-5、6は上げ潮時の結果である。上層においては、本牧埠頭方向から内港地区に向かっての水流が発生している。下層は港外から港奥に向かっての流れである。

図-1-7、8は下げ潮時の結果である。上層は港奥から港外に向かってのながれである。下層も内港地区を除いたほぼ全域で港外へ向かっての流れとなっている。

これらの結果から、内港地区においては防波堤の開口部付近で潮流が激しく変化し、山下公園の前面海域では流れが停滞していることがわかる。

1-3 水深

横浜港における水深図としては、海上保安庁水路部が発行している海図がある。しかし、この海図は昭和33年に測定したものである。その他に、内港地区においては横浜市港湾局が昭和62年に実測したものがあ。それによれば、内港地区は全般的に10~12m程度の水深である。ただし、山下公園の岸壁付近や、防波堤の周辺においては3~8m程度の水深となっている。防波堤の外側については、海図からみると、全般的には12~15m程度であるが、宝町の前面については18~20m程度の水深となっている。

河口部などの底質の堆積が著しい場所、例えば、帷子川の河口部においては、底質の堆積による水深の変化が認められる。その結果を図-1-9、10に示す。図-1-9は先の海上保安庁が昭和33年に、図-1-10は運輸省が昭和46年に測定したものである。両者を比較すると、約13年間に水深6mのラインが300~500mも前進しており、帷子川河口から前面海域への底質堆積状況が良く現れている。

1-4 内港地区の閉鎖性度及び海水の交換率

内港地区は、図-1-2のように、周囲を防波堤で囲まれた閉鎖的な地形となっている。内湾などの閉鎖性度を表す幾何学的指標については、環境庁が閉鎖度指標として示している。横浜港の内港地区については、湾面積3.4km²、湾口幅0.74km、湾内最大水深13m、湾口最大水深12mの値を用いて計

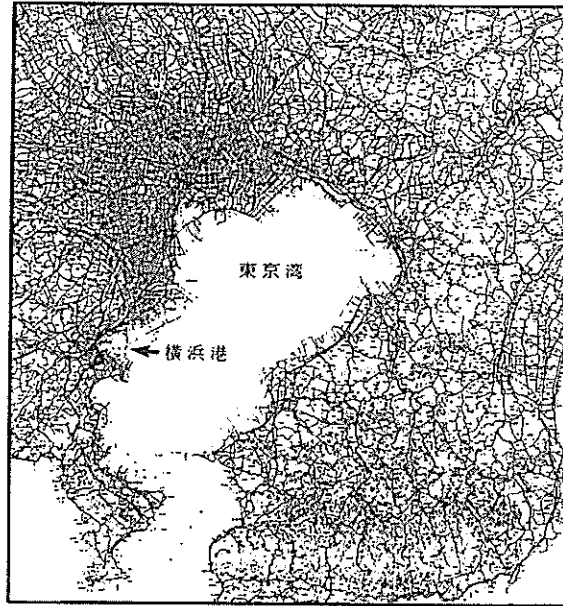


図-1-1 東京湾における横浜港の位置

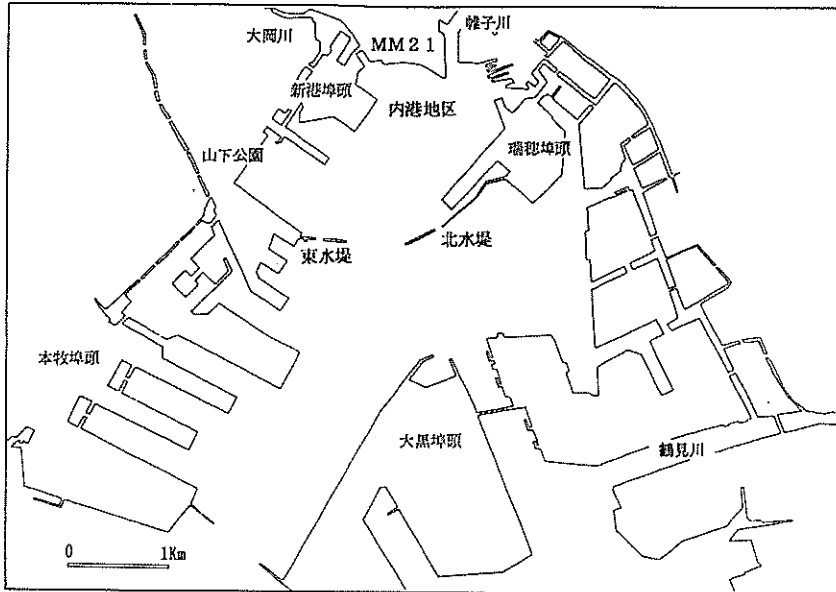


図-1-2 横浜港

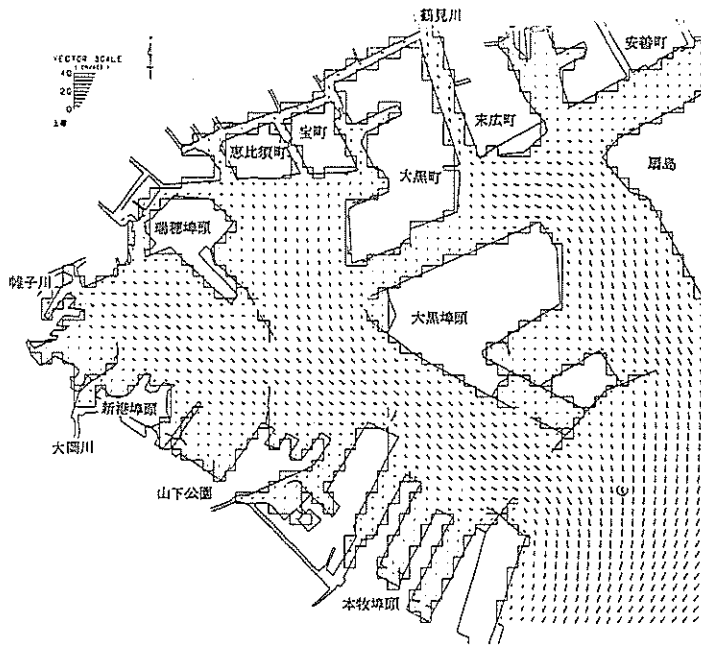


図-1-3 恒流 (上層)

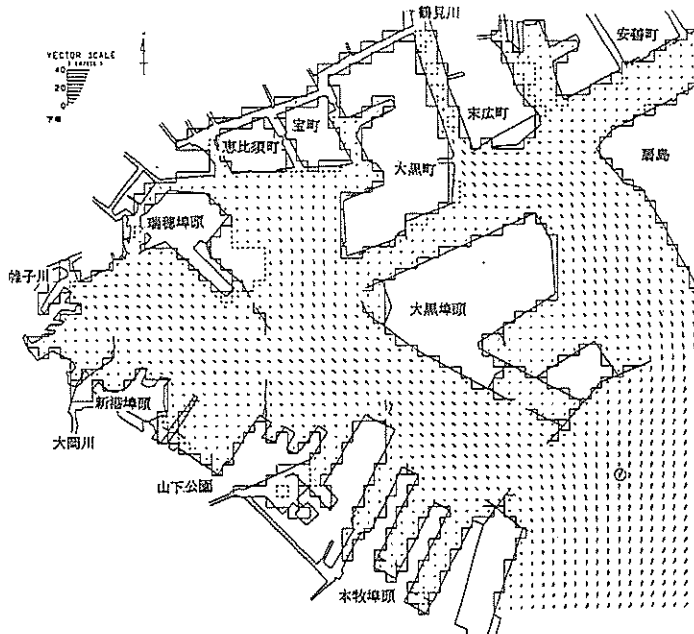


図-1-4 恒流 (下層)

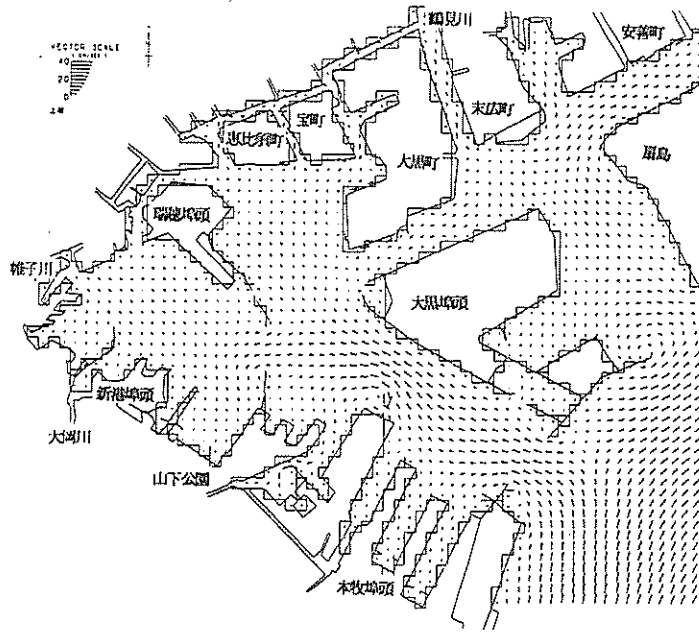


図-1-5 上げ潮時（上層）

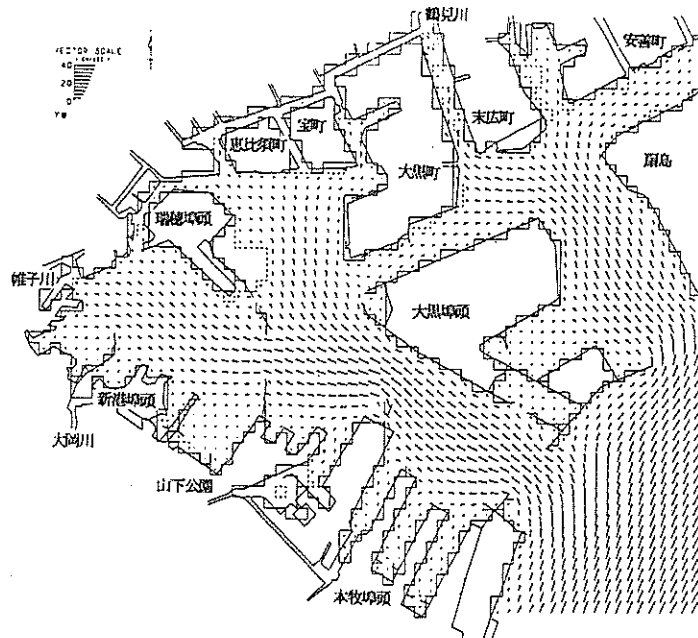


図-1-6 上げ潮時（下層）

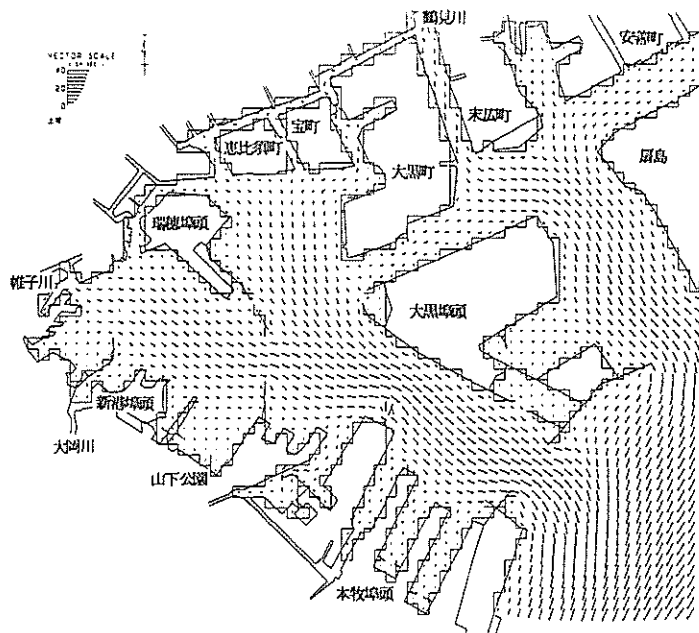


図-1-7 下げ潮時（上層）

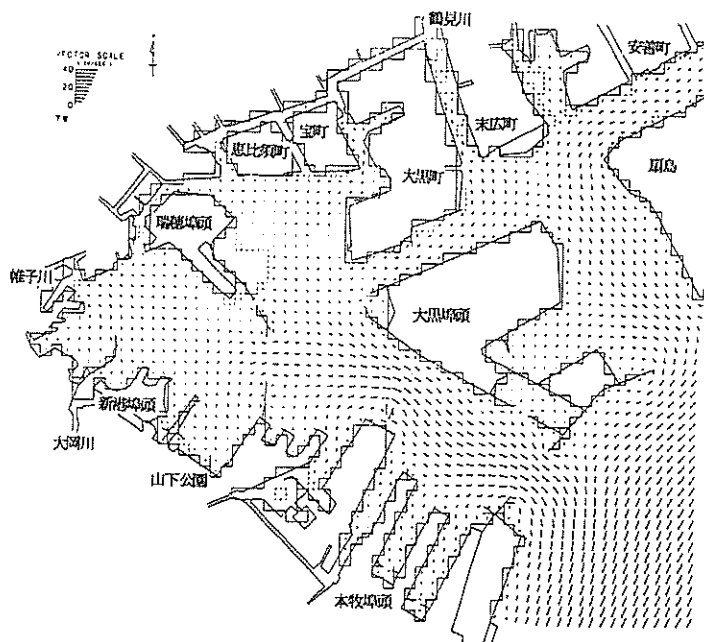


図-1-8 下げ潮時（下層）

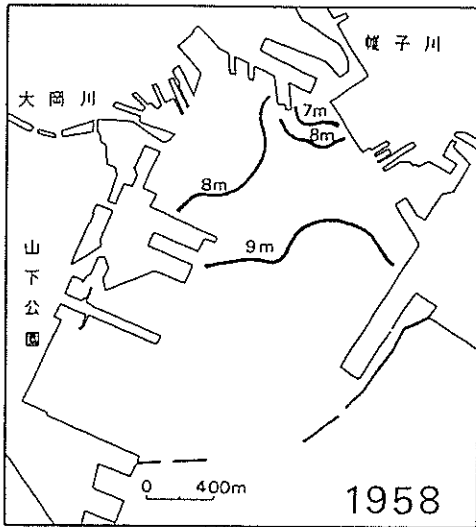


図-1-9 1958年の水深

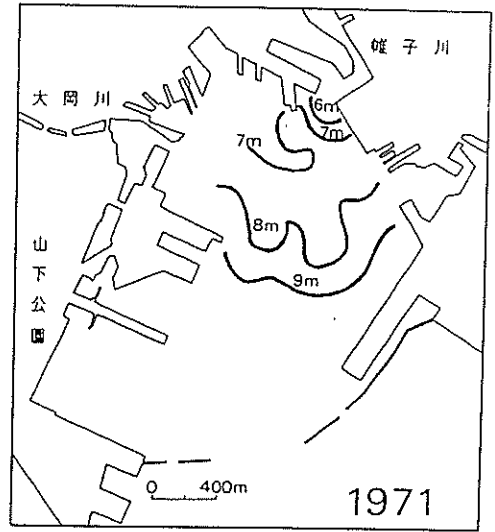


図-1-10 1971年の水深

算した。表-1-1に東京湾や大阪湾などの値を併せて示した²⁾。幾何学的な閉鎖度は東京湾が一番高く、内港地区は広島湾と同程度となっている。

次に、湾内水の交換率は、表-1-1に示したように、内港地区は東京湾と同程度の値となっている。しかし、横浜港は閉鎖性の高い東京湾のさらに奥部に位置することを考慮しなければならない。

1-5 集水域

横浜港に流入する主な河川は、帷子川、大岡川、鶴見川である。次に、各河川の流域などについて述べる。

1-5-1 帷子川

流域面積は 58.5km²、流域人口は502,000人である³⁾。帷子川は横浜市旭区上川井町付近に源を發し、横浜港に注ぐ全長19.3kmの河川である。主な支流としては矢指川、二俣川、中堀川、新井川、菅田川、今井川がある。河口部においては、石崎川、新田間川などの分水路がある。源流部は農専地区やゴルフ場などが存在し、横浜の六大緑地の一つとなっている。帷子川と平行して国道16号線、相模鉄道が

表-1-1 内湾における閉鎖性度と海水の交換率

	閉鎖度	交換率(1/日)
内港地区	2.7	0.024
東京湾	4.2	0.023
伊勢湾	1.9	0.008
大阪湾	3.4	0.013
広島湾	2.4	0.018
瀬戸内海	3.3	0.004

走り、中流域はそれに沿って宅地開発が進行している。河口部は横浜駅西口地区であり、埋立によりできた地域で商業施設が密集している。

帷子川はもともと激しく蛇行した河川であり、たびたび洪水などの災害を起こしていた。そのため、河川改修により直線化が進み、帷子川の蛇行景観も変化してきている。

また、流域の産業として捺染工業が挙げられる。これは明治20年代から紡績業を中心とした軽工業が発展し、絹製スカーフの生産が大きく成長したためであり、現在でも絹製スカーフの主要な生産地である。捺染工場からの廃水は帷子川の汚濁源として大きな比率を占めていたが、現在は廃水処理施設及び下水道整備が進む一方、工場の数も減少してきている。

1-5-2 大岡川

流域面積は34.96km²、流域人口は428,000人である³⁾。この内、横浜港内港地区に流入する流域面積は約37km²である。大岡川は磯子区氷取沢に源を発し、横浜港に注ぐ全長約15kmの河川である。主な支流としては日野川があり、河口部では中村川、堀割川とに分流している。源流部は円海山、氷取沢市民の森などの緑地となっているが、その周辺地域は既に大規模な宅地開発により住宅団地となっている。中流から下流にかけても早くから市街地が形成されている。

大岡川も帷子川と同様に蛇行が激しく、たびたび洪水を起こしていたが、河川改修による直線化が進んでいる。また、捺染工場も流域に多く存在していた。

1-5-3 鶴見川

流域面積は142.7km²、流域人口は930,000人である³⁾。鶴見川は東京都町田市に源を発し、横浜港に注ぐ全長約42.5kmの河川である。主な支流としては、恩田川、梅田川、鳥山川、早淵川などがある。市内の源流部は三保市民の森や玄海田地区などの貴重な緑地となっている。

文献

- 1) 横浜市港湾局：横浜港水質浄化調査（その2）報告書、(1988)。
- 2) 合田健、村岡浩爾：閉鎖性水域の概念と特徴、河川汚濁のモデル解析、技報堂出版、東京、236～240 (1989)。
- 3) 横浜市環境保全局水質課資料。

2. 横浜港の社会環境

2-1 埋立の歴史

図-2-1に横浜港の埋立事業実施年次経過概要図を示す。江戸時代は、入り浜の自然海岸であり、遠浅の砂浜であった。そして、次々に埋立が実施され、現在の横浜港を形成し、自然の海岸線は残されていない。埋立地には主として工場が進出し、経済の高度成長を支えてきた。

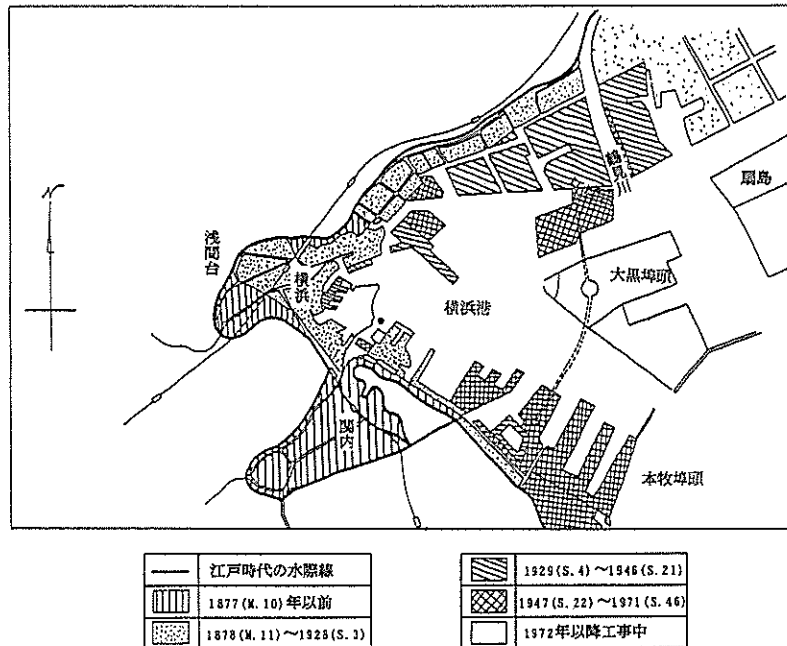


図-2-1 横浜港の埋立事業実施年次経過概要図

2-2 浚渫の経緯

横浜港は、遠浅の海岸を埋立てて造成されてきた。また、埋立に伴い浚渫も頻繁に実施されている。浚渫の記録を表-2-1に示す(横浜港史²⁾から抜粋。)。古くは1891年に実施されている。当時は、埠頭の造成に伴う前面の海域における水深確保の目的で実施されている。近年においては、水深確保の目的の他、悪臭防止などの公害防止事業としても実施されている。

横浜港において浚渫を実施している主な機関としては次のとおりである。

- 1) 運輸省第二港湾建設局京浜港工事事務所
- 2) 横浜市港湾局港湾工事事務所
- 3) 財団法人 横浜港埠頭公社

以上の機関が昭和47年度から61年度にかけて浚渫した区域を図-2-2に示す。内港地区などではかなりの面積で浚渫が実施されている。また、埠頭の近辺においても浚渫が実施されている。

表-2-1 横浜港の浚渫記録

年度	水域	面積m ²	浚渫汚泥量m ³	水深m	実施機関	その他
1891~1895	港内	360000		-3.3~7.8	内務省	泊地確保
1897~1921	港内	2090000	10830000		大蔵省	泊地確保
1925~1930	榑子川		150000		内務省	山下公園埋め立て
1928~1936	恵比須, 宝, 大黒町前面			-8.5	横浜市	埋立に伴い
1946			70000		運輸省	横浜港修築
1947			86000	-9.0	"	"
"			20000	-2.0	"	維持補修
"	港湾運河				横浜市	土木費
"			150000		"	被災復旧費
1948			76700	-5.5~5.9	運輸省	石炭施設費
"			471790		"	産業施設整備費
"			48417		横浜市	港湾施設費
1948~1950			66000	-2.0~3.0	運輸省	横浜港維持補修費
"			716950	-8.5~9.0	"	横浜港修築費
1949	港内河川運河				横浜市	土木費
"			75000		"	港湾事業費
1950	港内河川運河		50000		"	土木費
"			30000		"	港湾事業費
1951			132000		運輸省	横浜港修築費
"			100117		横浜市	港湾費
1952			279000		運輸省	横浜港修築費
"			87339		横浜市	港湾費
1952~1953			345000	-7.5	運輸省	横浜港安全保障費
1953~1954	瑞穂地区 鉄道高島航路 山下埠頭		285000		"	安全保障費
"			97000	-9.0	"	"
1953			160000	-9.0	"	"
"	鷗見川航路		96500		横浜市	横浜港改修費
1954			70000		運輸省	港湾費
"			70000		横浜市	横浜港改修費
"			135426		横浜市	港湾費
1961	第三区航路			-12		
1963	第四区航路			-10		
1965~1968	横浜航路			-12		
1969~1971	高島航路			-10~12		
1973~1974	鷗見航路			-12		
1975	瑞穂航路		航路の合計	-12		
1984~1986	本牧航路		2710000	-13		
1961	出田町泊地			-7.5		
1961~1962	山下泊地			-4.5~10		
1963	新港泊地			-9		
1962~1969	本牧泊地			-4.5~10		
1963	高島泊地			-12		
1964~	第一区泊地			-12		
1964~	第三区泊地			-11~12		
1972~1973	金沢木材泊地			-10		
1978	新山下泊地		泊地の合計	-4		
1981~1982	末広泊地		1030000	-5		
			27708239			

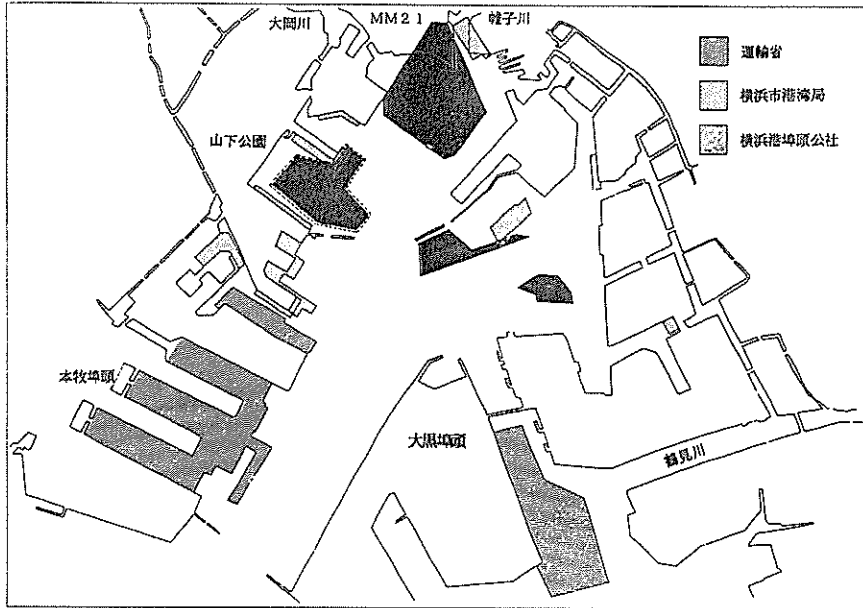


図-2-2 浚渫実施状況

2-3 土地利用形態

横浜港に流入する各河川の流域における宅地開発状況を確認するため、国土庁による「宅地利用動向調査」を用いて解析を行った。解析の対象地域としては、横浜港の中でも閉鎖性が高い内港地区をモデルケースとした。内港地区の集水域は横浜市内だけであり、利用した解析システムに適するためである。解析は次により行った。

解析システム	横浜市環境情報システム (System EYE)
解析利用情報	国土庁「宅地利用動向調査」昭和49年
	〃 昭和54年
	〃 昭和59年
流域界	
解析対象地域	横浜港内港地区の集水域 (但し、滝の川の流域は除いた)
宅地利用用途	16種類 山林・荒地等
	{ 農地 田
	{ 農地 畑
	{ 造成中地
	{ 空地

工業用地

{ 一般低層住宅
密集低層住宅
中・高層住宅

商業・業務

道路

公園・緑地

公共・公益施設

{ 河川・湖沼等
その他
海

解析方法としては、宅地利利用動向調査の画像情報に流域界の画像情報をオーバーレイし、帷子川の流域及び大岡川の流域（内港地区に流入する流域に限る）について、用途別の面積を積算した。その結果を図-2-3~5と表-2-2に示す。ただし、集計の都合上、{農地 田と農地 畑}、{造成中地と空地}、{一般低層住宅と密集低層住宅と中・高層住宅}、{河川と海とその他}を合算して、利用形態としては10種類で示す。図-2-3は、帷子川の流域の結果で、10年間に山林などが4.4%減少し、その分住宅地が増加している。変化した面積は約260haである。図-2-4は大岡川の結果で、やはり山林などが減少し、住宅地の増加が顕著に表れている。変化した面積は帷子川の半分で約130haである。また、帷子川と比較して大岡川においては道路が占める割合が約20%と大きいのが特徴である。昭和63年の全市における道路率は12%で、大岡川の流域は市内でも道路の比率が高い地域である。逆に、山林が占める割合は大岡川の方が約10%程度小さくなっている。図-2-5は両者を併せた結果で、やはり山林などが減少し、その分住宅地が増加し、宅地開発の進行を表している。

2-4 人口及び工業生産

図-2-6に、横浜市の総人口の増加率と推移を示す³⁾。昭和35年から45年にかけて急激に増加している。その後は増加率は減少しているが、実増加数はかなり大きくなっている。

図-2-7には、横浜市における製造品出荷額等の増加率と推移を示す⁴⁾。昭和34年から37年にかけて倍増し、この頃に工場の新設、拡大が急ピッチで進められたことがわかる。

文献

- 1) 横浜市港湾局資料。
- 2) 横浜市港湾局：横浜港史，(1989)。
- 3) 横浜市総務局：統計横浜，No.403，2-4(1987)。
- 4) 横浜市総務局：統計横浜，No.396，2-16(1985)。

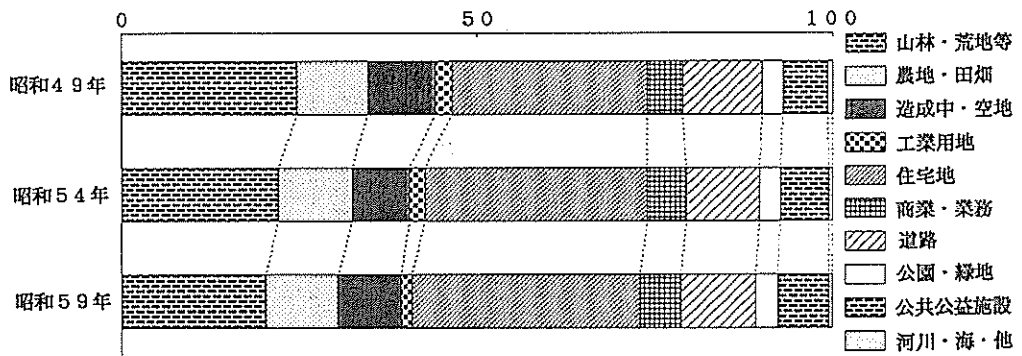


図-2-3 土地利用形態の推移 (帷子川流域)

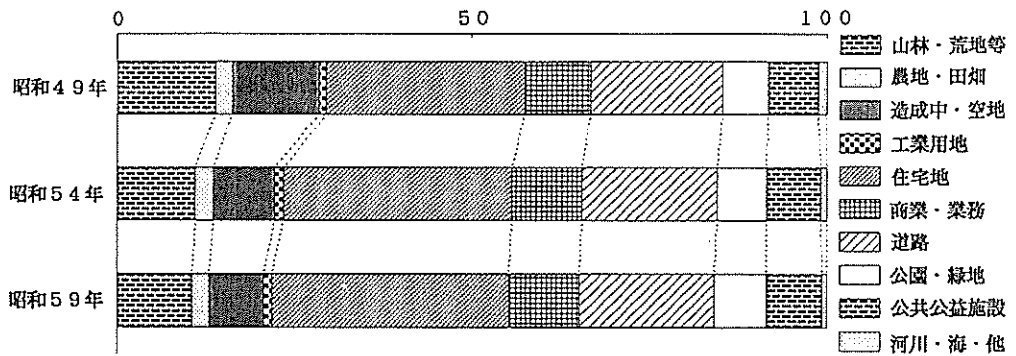


図-2-4 土地利用形態の推移 (大岡川流域)

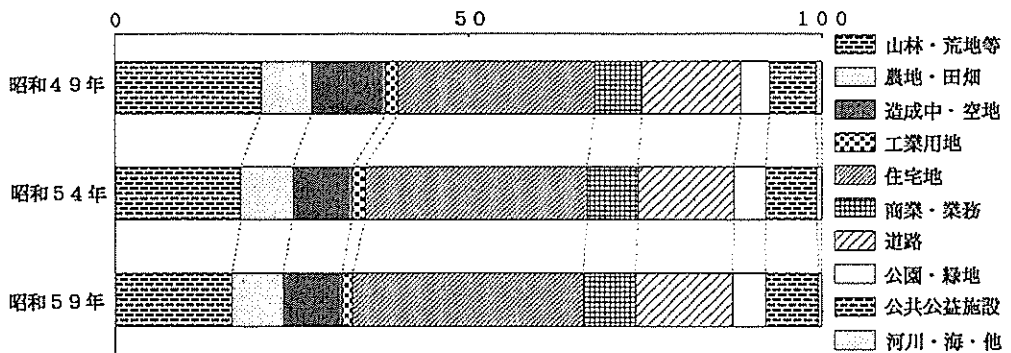


図-2-5 土地利用形態の推移 (帷子川+大岡川)

表-2-2 宅地利用動向調査解析結果

昭和49年度 利用形態	蟻子川		大園川		全体	
	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)
山林・荒地等	0	0.00	0.38	0.01	0.38	0.00
農地・田	1469.52	24.90	533.4	14.25	2002.92	20.77
農地・畑	31.86	0.54	5.22	0.14	37.08	0.38
造成中地	554.53	9.40	88.3	2.36	642.83	6.67
空き地	101.09	1.71	176.49	4.72	277.58	2.88
工業用地	465.39	7.89	281.24	7.52	746.63	7.74
一般低層住宅	141.1	2.39	44.53	1.19	185.63	1.93
密集低層住宅	1371.98	23.25	818.92	21.88	2190.9	22.72
中・高層住宅	61.19	1.04	39.54	1.06	100.73	1.04
商業・業務	150.88	2.56	151.68	4.05	302.56	3.14
道路	300.05	5.08	346.77	9.27	646.82	6.71
公園・緑地	660.02	11.19	696.26	18.61	1356.28	14.07
公共公益施設	172.5	2.92	241.06	6.44	413.56	4.29
河川・湖沼等	375.79	6.37	267.96	7.16	643.75	6.68
その他	36.36	0.62	34.99	0.94	71.35	0.74
海	4.11	0.07	3.58	0.10	7.69	0.08
	4.44	0.08	11.63	0.31	16.07	0.17
	5900.93	100	3742.01	100	9642.94	100

昭和54年度 利用形態	蟻子川		大園川		全体	
	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)
山林・荒地等	0	0.00	0.38	0.01	0.38	0.00
農地・田	1311.5	22.23	421.07	11.25	1732.57	17.97
農地・畑	21.98	0.37	2.85	0.08	24.83	0.26
造成中地	595.06	10.08	95	2.54	690.06	7.16
空き地	51.98	0.88	40.26	1.08	92.24	0.96
工業用地	434.18	7.36	286.27	7.65	720.45	7.47
一般低層住宅	137.96	2.34	49.22	1.32	187.18	1.94
密集低層住宅	1537.19	26.05	942.05	25.17	2479.24	25.71
中・高層住宅	64.41	1.09	43.25	1.16	107.66	1.12
商業・業務	185.47	3.14	197.8	5.29	383.27	3.97
道路	332.75	5.64	371.8	9.94	704.55	7.31
公園・緑地	600.54	10.18	713.56	19.07	1314.1	13.63
公共公益施設	180.45	3.06	257.31	6.88	437.76	4.54
河川・湖沼等	411.86	6.98	286.35	7.65	698.21	7.24
その他	31.37	0.53	29.51	0.79	60.88	0.63
海	4.08	0.07	3.43	0.09	7.51	0.08
	0.06	0.00	1.81	0.05	1.87	0.02
	5900.93	100	3742.01	100	9642.94	100

昭和59年度 利用形態	蟻子川		大園川		全体	
	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)
山林・荒地等	0	0.00	0.38	0.01	0.38	0.00
農地・田	1207.01	20.45	404.17	10.80	1611.18	16.71
農地・畑	20.54	0.35	2.79	0.07	23.33	0.24
造成中地	581.57	9.86	91.88	2.46	673.45	6.98
空き地	74.79	1.27	19.89	0.53	94.68	0.98
工業用地	452.08	7.66	268.54	7.18	720.62	7.47
一般低層住宅	105.82	1.79	49.18	1.31	155	1.61
密集低層住宅	1577.75	26.74	957.61	25.59	2535.36	26.29
中・高層住宅	63.53	1.08	42.83	1.14	106.36	1.10
商業・業務	218.74	3.71	216.1	5.77	434.84	4.51
道路	344.6	5.84	374.39	10.01	718.99	7.46
公園・緑地	608.62	10.31	715.42	19.12	1324.04	13.73
公共公益施設	182.13	3.09	273.43	7.31	455.56	4.72
河川・湖沼等	429.95	7.29	292.51	7.82	722.46	7.49
その他	29.71	0.50	29.44	0.79	59.15	0.61
海	4.07	0.07	3.44	0.09	7.51	0.08
	0	0.00	0	0.00	0	0.00
	5900.91	100	3742	100	9642.91	100

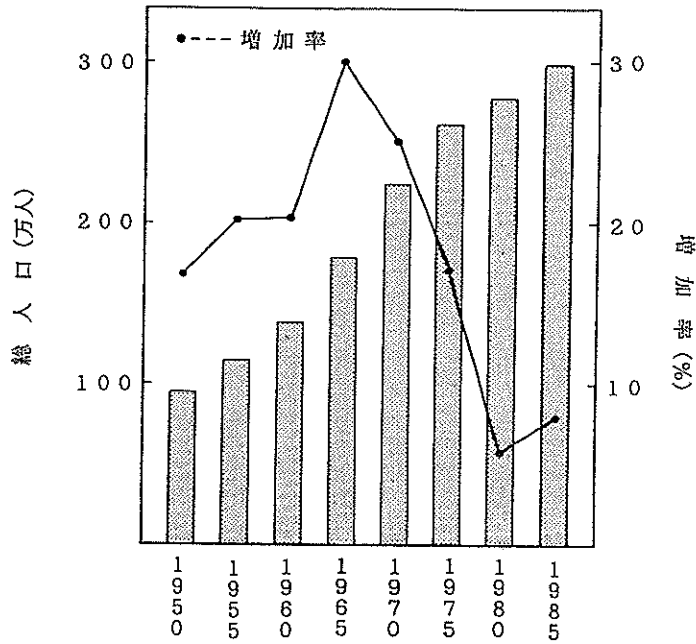


図-2-6 総人口の推移

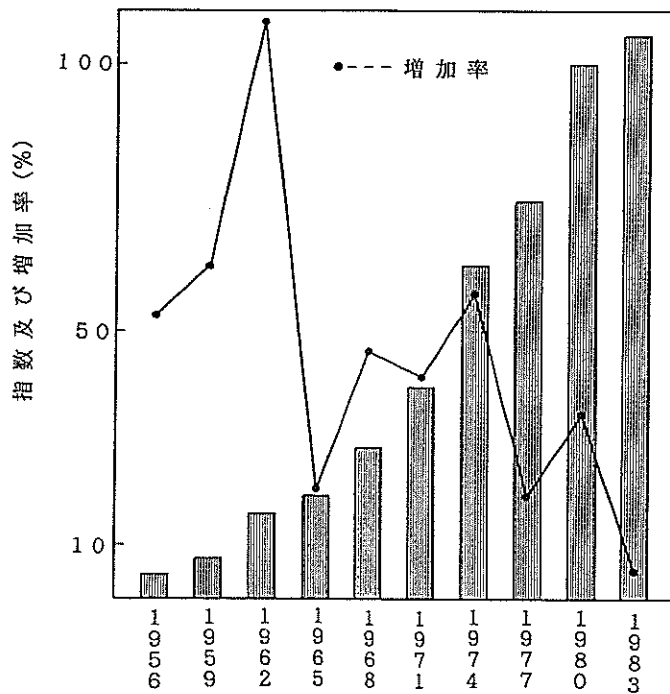


図-2-7 製造品出荷額の推移

1. 水質汚濁の現状

1-1 公共用水域水質測定結果

横浜港の水質に関しては、水質汚濁防止法に基づいた公共用水域水質測定計画により調査が実施されている。この調査は昭和47年より実施され、横浜港における調査地点としては横浜港内と鶴見川河口の2地点が設定されている。この調査結果¹⁾から水質汚濁の状況について述べる。

図-1-1に化学的酸素要求量(COD)の結果を示す。調査を開始した47年度から49年度にかけて比較的高い値を示していたが、51年度には急激に減少している。その後60年度位までは増加傾向を示し、61年度からは暫減傾向に転じている。しかし、水質の顕著な改善は得られていない。この水域の環境基準はC類型に指定されており、CODでは8mg/ℓという基準値が設定されている。現状は環境基準を達成しているものの、この地区における臨港パークや山下公園などの親水公園としての機能を発揮していくためにはさらに水質の改善が望まれる。

図-1-2、3には窒素とリンの結果を示す。窒素は鶴見川河口では減少傾向を示しているが、横浜港内では横ばい状態である。リンもほぼ同様であるが、鶴見川河口における減少傾向は窒素ほど顕著ではない。窒素、リンは富栄養化に関連した項目であり、赤潮の発生要因ともされている。この項目に関する環境基準は設定されていない。一般的に富栄養化の目安にされている値は、日本水産資源保護協会が発表した水産環境基準の窒素0.1mg/ℓ以下、リン0.015mg/ℓ以下²⁾である。この値と比較すると、約10倍も高い値となっている。

1-2 赤潮の発生状況

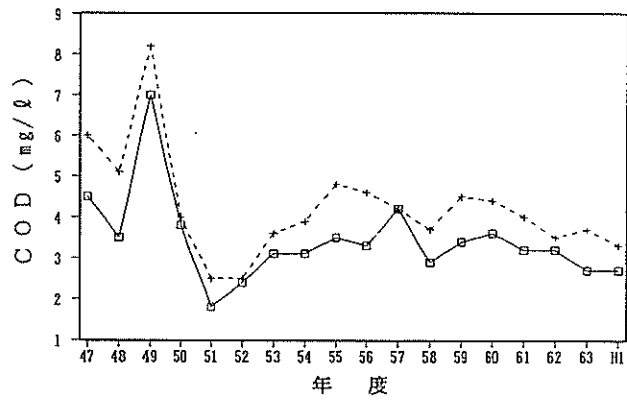
赤潮とは、プランクトンを主とする海洋微生物の増殖に伴う赤～茶褐色の海色変化で、色にはこだわらないとされている³⁾。横浜港における1910年頃の赤潮発生状況を表-1-1に示す³⁾。一番古い記録は1907年であり、当時の水質は確認できないが、水質汚濁が進行していない時代にも赤潮が毎年発生していた。

表-1-2は、公共用水域水質測定結果から、近年の横浜港における赤潮の発生状況を示す。赤潮発生の目安としては、クロロフィル-aが50μg/ℓ以上とした。その結果、横浜港内の方が鶴見川河口よりも赤潮発生の頻度が高く、6月に多く発生していた。その要因としては、二宮⁴⁾によれば降雨後におけるプランクトンが増殖するための好適水温への上昇であるとしている。

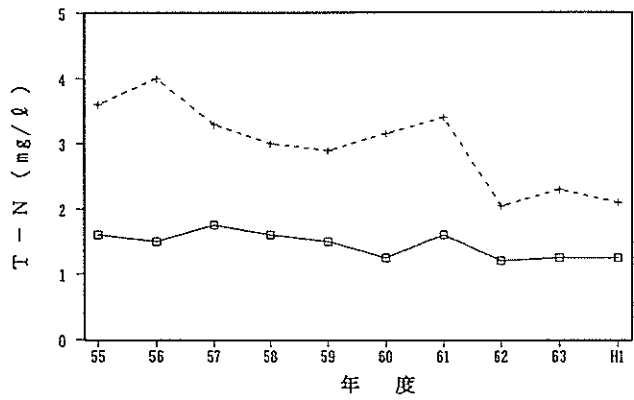
1-3 流入河川の水質

閉鎖性水域における水質汚濁は、河川からの有機物や窒素・リンなど汚濁物質の流入が大きな原因となっている。横浜港には港奥部に帷子川及び大岡川が、また港外には鶴見川が流入している。この3河川の水質の状況を、図-1-4～7に示す(公共用水域水質測定結果)。

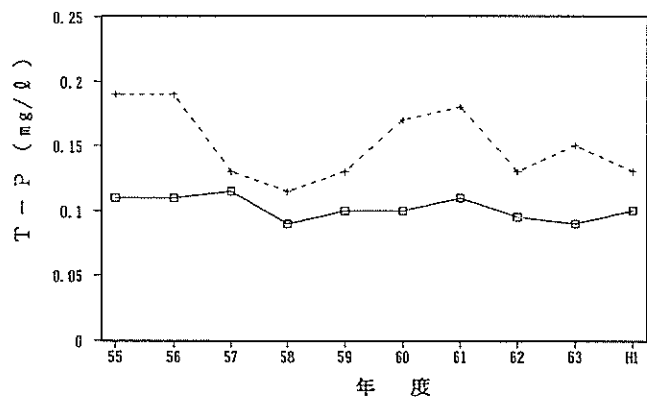
図-1-4は、生物化学的酸素要求量(BOD)の結果を示す。測定が開始された昭和47年と比較すると、近年はかなり水質が改善されている。これは流域での下水道の整備⁵⁾が進んだことが大きな要因として挙げられる。大岡川は昭和55年には下水道普及率が80%を超え、昭和60年には約90%、平成元年にはほぼ100%に達している。これに対して帷子川では昭和55には20%にも満たず、昭和60年で約50%、



□ 横浜港内 + 鶴見川河口
 図-1-1 化学的酸素要求量の経年変化



□ 横浜港内 + 鶴見川河口
 図-1-2 全窒素の経年変化



□ 横浜港内 + 鶴見川河口
 図-1-3 全リンの経年変化

表-1-1 横浜港における赤潮発生の歴史

年月	発生場所	生物	被害
1907年9月	鶴見川尻から本牧鼻間	Gymnodinium	なし
1908年8月	神奈川から大師河原間	"	多量の魚類へい死
1909年6月	横浜から金沢	Cochlodinium catenatum	
1910年9月	横浜港内	Ceratium furca	なし
1911年6月	横浜港付近	Infusoria, Ceratium fusus, Gonyaulax & C. phalachroma	なし
1911年8月	野島沖から横浜	Gymnodinium	被害大
1912年5月	横浜港	混合生物, 一種の鞭毛藻	なし
1912年9月	杉田沖から鶴見	Gymnodinium	被害大

表-1-2 横浜港における赤潮発生状況

	S.60	S.61	S.62	S.63	H.1
横浜港内	2	3	3	1	1
鶴見川河口	1	1	1	1	1

	5月	6月	7月	8月	9月	10月
横浜港内	2	5	1	0	2	0
鶴見川河口	1	2	0	1	0	1

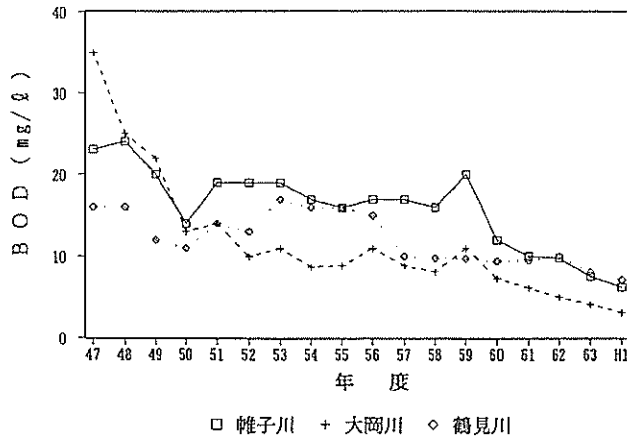
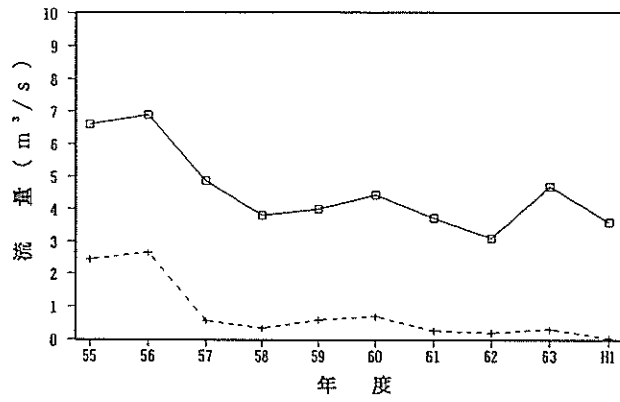
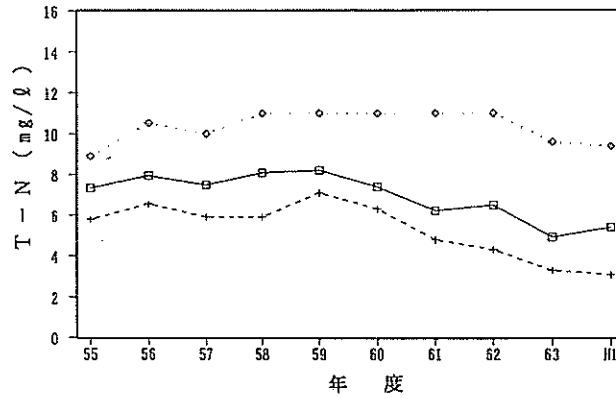


図-1-4 生物化学的酸素要求量の経年変化



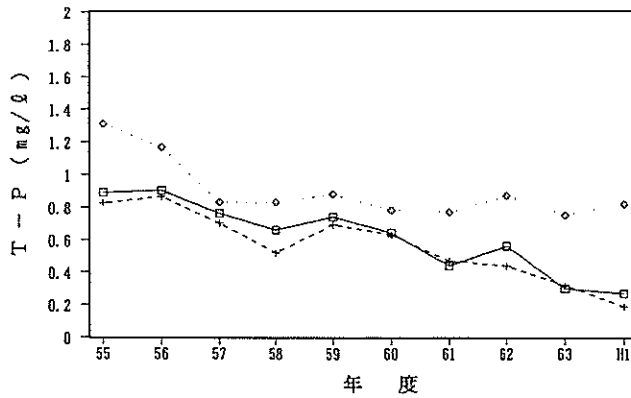
□ 帷子川 + 大岡川

図-1-5 河川流量の経年変化



□ 帷子川 + 大岡川 ◇ 鶴見川

図-1-6 全窒素の経年変化



□ 帷子川 + 大岡川 ◇ 鶴見川

図-1-7 全リンの経年変化

平成元年に約80%となっている。鶴見川もほぼ帷子川と同様である。下水道の整備に伴い河川の固有水量の減少が問題となってくるが、その状況を図-1-5に示す。大岡川での流量の減少が著しい。帷子川もやはり減少傾向にあり、今後下水道の整備がさらに進むと、河川の流量低下が懸念される。

図-1-6、7には窒素とリンの結果を示す。窒素は大岡川と帷子川では暫減傾向が認められる。これに対して鶴見川では、濃度レベルで約2倍高く、減少傾向も認められない。窒素とリンは、プランクトンの増殖に欠かせない栄養源であり、増殖の制限因子となっている場合が多い。二宮⁴⁾は、横浜港内や横浜の沿岸域では窒素が制限因子となる場合がほとんどであるが、鶴見川河口では窒素濃度が高いため、リンが制限因子となっていると報告している。リンも全体としては減少傾向にあるが、鶴見川は横ばい状態である。

文献

- 1) 横浜市公害対策局：横浜市公共用水域及び地下水の水質測定結果報告書，平成元年度版。
- 2) 日本水産資源保護協会：水産環境基準，1972。
- 3) 岡市友利：赤潮の科学，恒星社厚生閣，5～16(1987)。
- 4) 二宮勝幸：横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性，横浜市公害研究所報，14，105-120(1990)。
- 5) 横浜市環境保全局水質課資料。

2. 横浜港の水層構造

2-1 調査概要

横浜港のような沿岸域の閉鎖性水域は、海水と淡水が混合する汽水域で水質汚濁の機構も複雑なものとなっている。そこで、成層化及び水質悪化が著しい夏期の横浜港内港地区における塩分濃度や水温などの調査結果から、水層構造について検討した。

図-2-1に調査地点を示す。St.Aは帷子川の河口部、St.BはMM21の前面、St.Cは瑞穂埠頭の西側、St.Dは北水堤の西側、St.Eは山下公園の前面である。調査は1989年の7月11日と17日に行った。7月11日は午前10時9分が満潮であり、午前9時30分から11時にかけて調査を行い、満潮時の状況を、7月17日は午前10時4分が干潮であったので、干潮時の状況を調べた。

調査方法は、塩分濃度と水温を表層から1m毎に測定し、表層、中層、下層の3層から採水を行った。水質分析項目を表-2-1に示す。

2-2 塩分濃度及び水温

図-2-2に塩分濃度と水温の調査結果を示す。

・満潮時

港奥部であるSt.Aの表層部において塩分濃度が22‰と、海水がかなり遡上している。St.B、C、Dにおいては表層部で塩分濃度が24‰程度で、深度とともにほぼ連続的に塩分濃度も大きくなっていった。St.Eは、表層部で20‰と低い値を示した。St.Eは山下埠頭と大棧橋に挟まれた地形であり、港内でも水流が非常に小さい地点である。調査当日の天候が小雨模様であったため、表層部においては雨水の影響があったことが推測される。また、最下層での塩分濃度は30‰程度であり、東京湾での値31~33‰程度より、若干低かった。

水温も塩分濃度と増減は逆であるが、ほぼ同様な変化であった。

・干潮時

満潮時に比較して、塩分濃度がほぼ全ての層で1~2‰程度低かった。St.Aにおいては、0~1m層の塩分濃度が低く、河川水が表面を流れていることがわかる。その後は、中層、下層と段階的に塩分濃度が増加している。St.B、C、Dも上層、中層、下層と段階的な変化を示した。St.Eは0~2mまでは一定で、2~4mにかけて大きく変化し、その後も連続的に変化していた。

水温も増減は逆であるが、塩分濃度と同様な変化を示した。

表-2-1 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
溶存酸素	ウィンクラーアジ化ナトリウム変法
リン酸態リン	モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法
クロロフィル a	Strickland and Parsons の方法

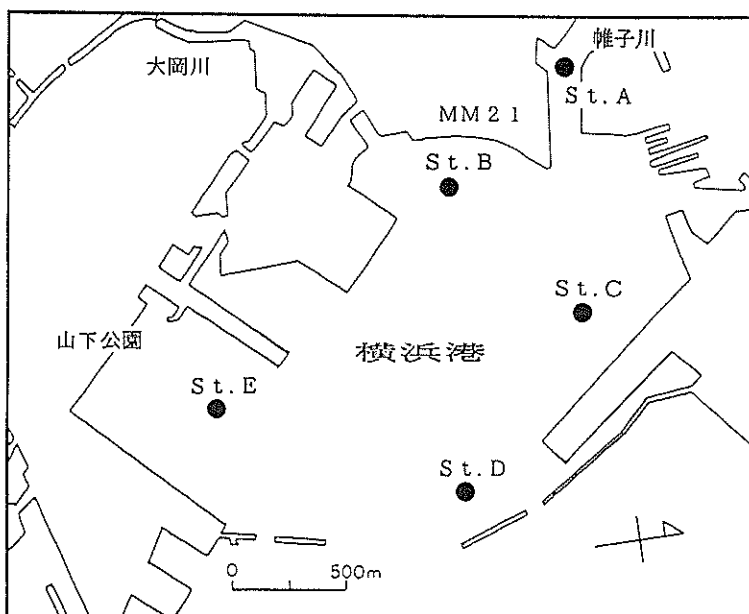


図-2-1 調査地点

2-3 水質

図-2-3～6に水質分析の結果を示す。

図-2-3は7月17日のクロロフィルaの結果であるが、この日は全域的に赤潮が発生していた。赤潮発生の目安としては、クロロフィルaの濃度が $50\mu\text{g}/\ell$ 以上とされており、St.A以外は赤潮状態といえる。また、深度分布から赤潮は表層部分においてのみ発生している。

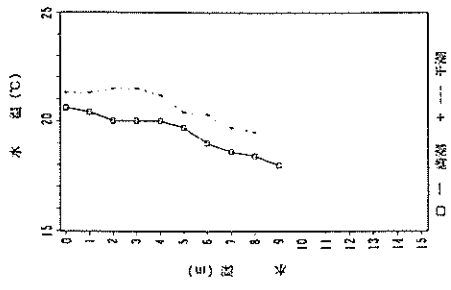
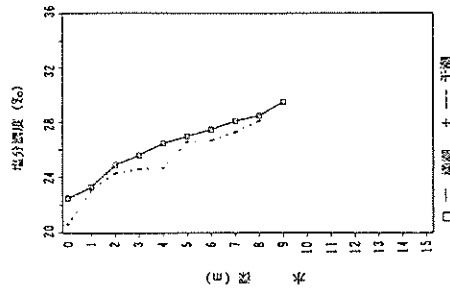
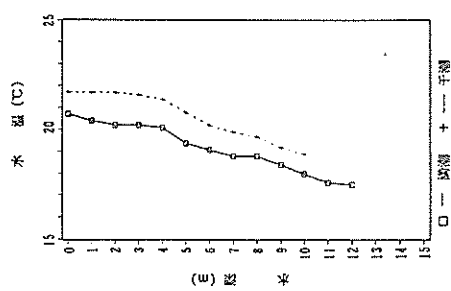
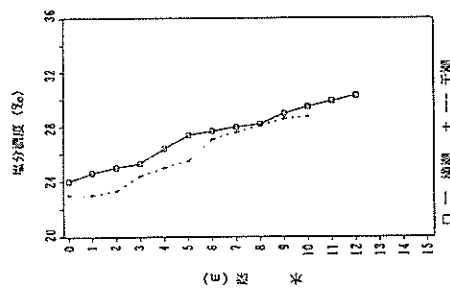
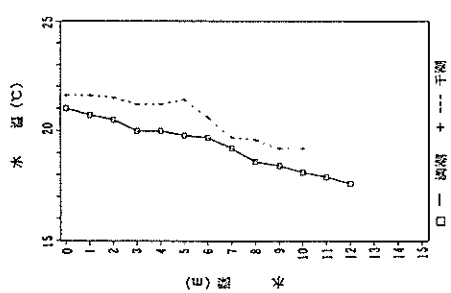
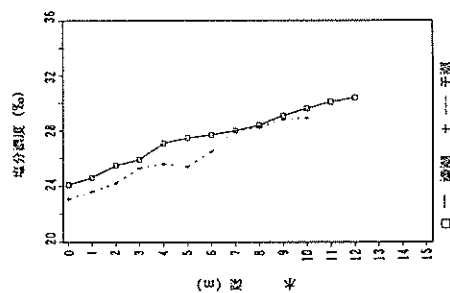
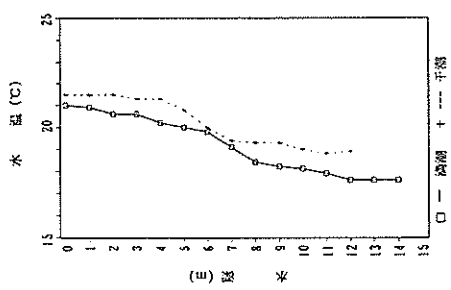
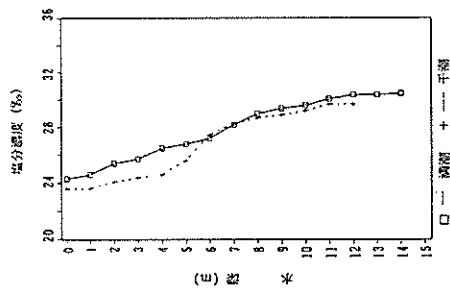
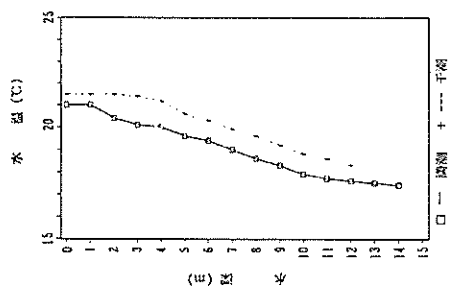
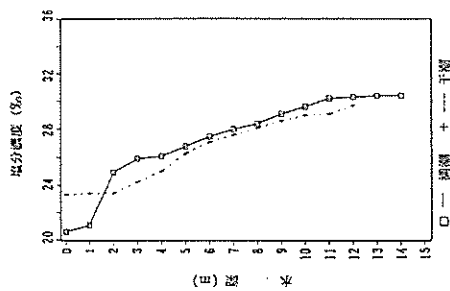
図-2-4は溶存酸素濃度の結果で、下層ほど溶存酸素濃度が減少している。これは夏期においては、水層の成層化が進行し、水の上下混合が起こりにくいことなどに起因する。特に底質の直上部においては、無酸素状態に近いとされ、これが栄養塩類の溶出に結びついている。

図-2-5、6はリン酸態リンの結果で、共に下層での濃度上昇が認められる。これは底層での溶存酸素濃度の減少により、底質が嫌気的狀態となり、リン酸態リンなどの栄養塩類が溶出するためである。

2-4 まとめ

以上の調査結果から、夏期における横浜港内港地区の水層構造について次のことがわかった。

- ・ 全域で表層に密度の小さい水層が形成されており、成層化が著しい。塩分濃度としては表層部は24%程度で、下層には30%程度の塩分濃度の高い海水が進入している。
- ・ 帷子川の河口前面付近においては、表層から1m程度の水深までは河川水の影響が大きい。また、下層においては塩分濃度の高い海水が進入している。
- ・ 山下埠頭と大榎橋に挟まれた山下公園の前面海域は、他の水域に比較して流況が異なるため（停滞性が高い）、成層化などの水層構造も異なっている。
- ・ 水質的には、下層水は溶存酸素濃度が低く、リン酸態リンの濃度は高い。



図一2-2 塩分濃度と水温の鉛直分布

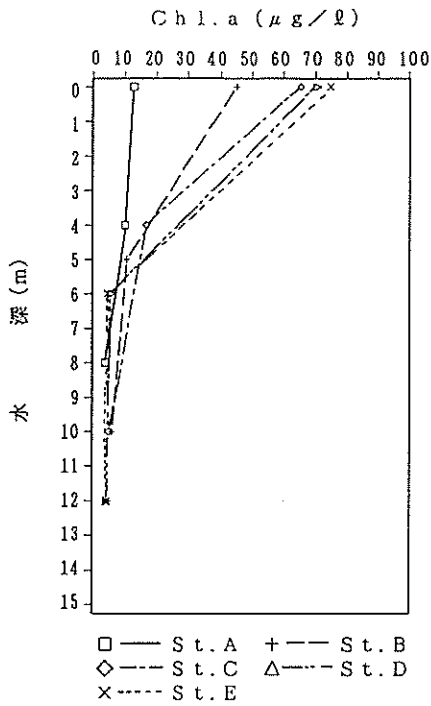


図-2-3 クロロフィル-*a*の濃度分布

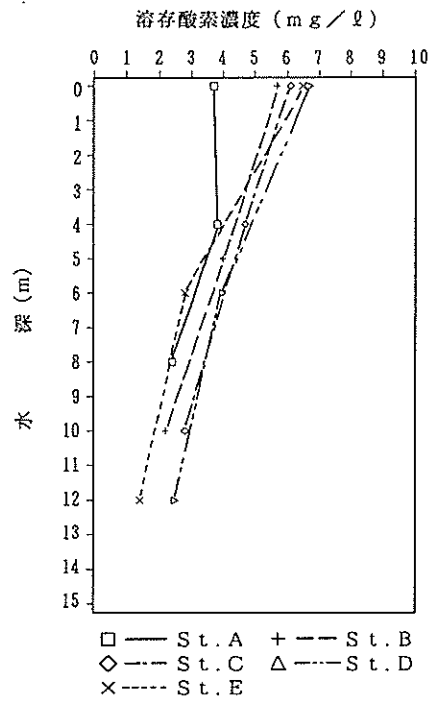


図-2-4 溶存酸素の濃度分布

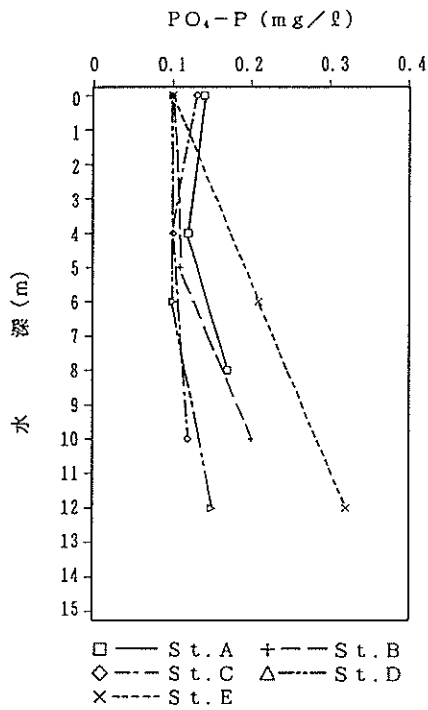


図-2-5 リン酸態リンの濃度分布 (赤潮発生時)

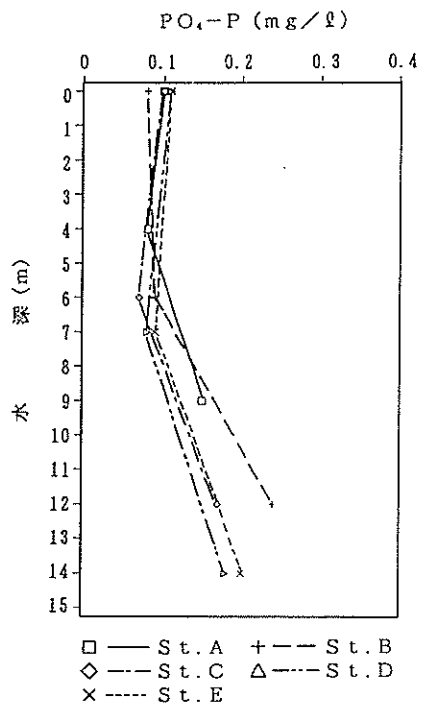


図-2-6 リン酸態リンの濃度分布 (赤潮発生なし)

3. 横浜港における水質の推移

—横浜検疫所のデータから—

3-1 はじめに

日本における公害問題は、戦後の経済高度成長に伴い顕在化していった。神奈川県内における水質汚濁に関する公害問題取扱件数も1959年頃から急激に増加している。そして、水質汚濁防止法が制定され、昭和47年からは公共用水域水質測定計画が実施された。しかし、昭和47年という時代は水質汚濁が既に進行していた状態であり、それ以前の人為的な影響が少なかった時代の水質データは非常に少ない。過去の水質データは、現在の水質を評価する際にも貴重な参考データとなる。横浜港においては、横浜検疫所が1956年から海水の調査を継続的に実施している^{2),3)}。横浜検疫所のデータは防疫を主眼としたものであるが、環境的な立場においても利用可能である。そこで、横浜検疫所の協力を得て、1956年から1972年までの横浜港4地点における過マンガン酸カリウム消費量（化学的酸素要求量と同等）、アンモニア性窒素、大腸菌群数などの水質データから、横浜港における水質の経緯について考察を行った。

3-2 調査概要

3-2-1 調査地点

調査地点を図-3-1に示す。ただし、図中の大黒埠頭は1971年から建設工事が着手された。St.1山の内は、帷子川と大岡川が流入している内港地区であり、表層水においては流入河川水の影響が大きいと考えられる地点である。St.2本牧は本牧埠頭A突堤前面、St.3検疫区はD突堤前面であり、ともに河川水の影響はあまり大きくないと考えられる。St.3は大黒埠頭の造成にともない移設されている。St.4鶴見川河口は鶴見川の河口部で、河川水の影響が非常に大きい。

3-2-2 調査方法

調査は原則として毎月1回実施され、採水は水面下1mにおいてハイロート採水器を用いて行っている。

調査項目は、水温、水素イオン濃度(pH)、過マンガン酸カリウム消費量(KMnO₄消費量)、アンモニア性窒素(NH₄-N)、硝酸性窒素(NO₃-N)、一般細菌数及び大腸菌群数などである。

分析方法は厚生省編衛生検査指針(IV)⁴⁾に準じて実施されている。以下にその概要を示す。

- ・KMnO₄消費量：アルカリ性においてN/100KMnO₄を酸化剤として、10分間煮沸(または沸騰水浴上30分)した後、希硫酸を加え、N/100Na₂C₂O₄で反応を停止し、N/100 KMnO₄で滴定する。
- ・NH₄-N：アルカリ性ヨウ化水銀カリウム(ネスラー試薬)による比色法。
- ・NO₂-N：グリース・ロミン試薬による比色法。
- ・NO₃-N：臭素によりNO₂-NをNO₃-Nに酸化し、グリース・ロミン硝酸試薬によりNO₃-Nを比色定量し、先に求めたNO₂-Nの値を差し引く。
- ・細菌類：一般細菌数は普通寒天培地(栄研)37℃、48時間培養により、大腸菌群数は試験管法により最確数を求める。

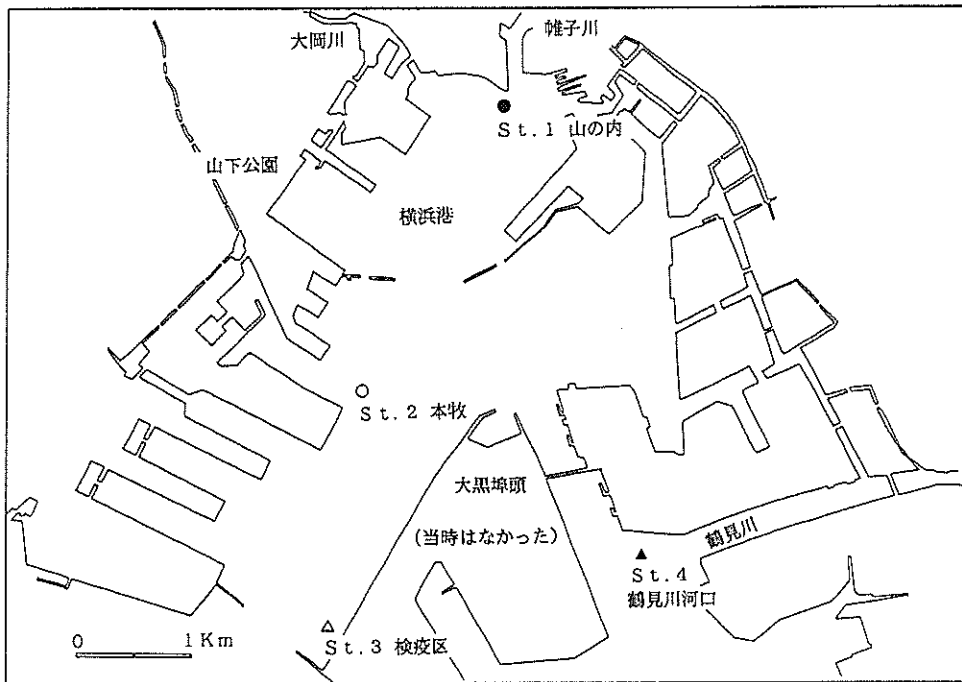


図-3-1 調査地点

以上であるが、項目によっては現在の公共用水域水質測定に用いられている分析法と異なるため、分析値をそのまま比較することはできない。

3-3 水質の経年変化

今回用いたデータは1956、58年のものは年平均値であり、1963年からは毎月の分析値により解析した。なお、1972年からは公共用水域水質測定結果のデータがあること、及び KMnO_4 消費量が化学的酸素要求量(COD)に変更(分析法も含めて)されているため、1956~1971年までのデータを解析に用いた。また、1ヶ月間に2回の調査が行われている場合は平均値を用いた。

3-3-1 年平均値の経年変化

図-3-2に KMnO_4 消費量の年平均値の経年変化を示す。その結果、1956年には $10\text{mg}/\ell$ 程度の値であったが、1958年には $20\text{mg}/\ell$ 程度になり、その後も増加傾向を示し、1965、66年には $60\text{mg}/\ell$ 程度にまで増加し、経済の高度成長に伴い水質汚濁が進行していく状況が良く現れている。その後は、減少傾向に転じ、 $30\text{mg}/\ell$ 程度まで減少している。この傾向は、底質編で報告している底質柱状試料からみた汚濁の変遷とほぼ一致している。1970年の値は、後に触れるが春から夏期にかけての赤潮発生が大きく影響したものと考えられる。調査地点による濃度差は顕著ではないが、河川水の影響があるSt.1とSt.4がやや高くなっている。

図-3-3に $\text{NH}_4\text{-N}$ の年平均値の経年変化を示す。1956年には $0.1\text{mg}/\ell$ 程度であった値が、年々増加傾向を示し、1964年には $0.4\text{mg}/\ell$ 程度にまで増加している。その後も、急減している年も認められ

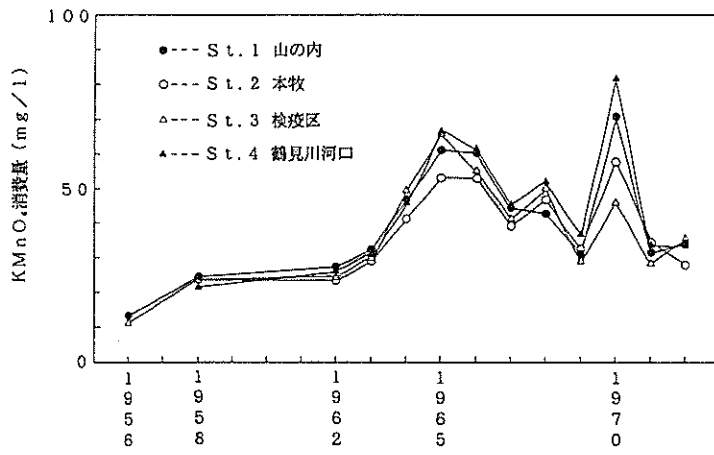


図-3-2 KMnO₄消費量の経年変化

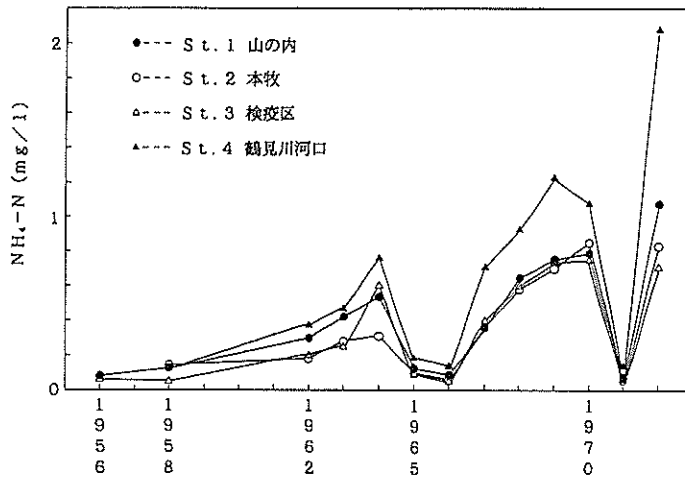


図-3-3 NH₄-Nの経年変化

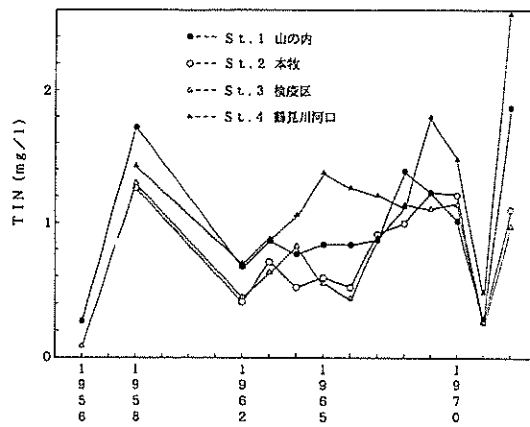


図-3-4 全無機態窒素の経年変化

るものの全体としては増加傾向が認められ、1970年には0.8mg/l程度にまで増加している。東京湾におけるNH₄-Nの経年変化も、横浜港とほぼ同様な結果が報告されている⁵⁾。調査地点による濃度差は顕著ではないが、KMnO₄消費量と同様に河川水の影響があるSt.1とSt.4がやや高くなっている。

図-3-4に全無機体窒素(NH₄-N、NO₃-N、NO₂-Nを加算したもので、以下TINとする。)の年平均値の結果を示す。先のKMnO₄消費量やNH₄-Nに比較して、顕著な傾向を示していない。NH₄-Nは1965、1966年に低値を示していたが、TINにすると顕著でなくなり、Nの形態変化に影響を及ぼす要因があったと考えられる。

図-3-5に大腸菌群数の年平均値の経年変化の結果を示す。河川水の影響があるSt.1とSt.4の値が、影響のほとんどないSt.2、St.3に比較して大きく、沿岸域における大腸菌群数の値は河川水に大きく影響されると考えられる。大腸菌群数も全体的に顕著な傾向は認められないが、1956、1958年頃に比較して、1962年以降はかなり高い値を示している。

3-3-2 水質の月別変化

年平均値の経年変化において、KMnO₄消費量については1956年からの増加傾向が1965、66年にピークに達し、その後は減少傾向に転じていた。この平均値の変動を詳細にみるために、図-3-6と7にSt.1とSt.2におけるKMnO₄消費量の月別変化を示す。その結果、1965~1967年においては秋から冬期にかけてKMnO₄消費量の値が大きくなっている。また、1970年頃と比較すると、全般的に高値になっている。その後1967~1968年にかけては秋、冬期に逆に低値を示している。そして1970年には、夏期における赤潮発生が原因と思われるKMnO₄消費量の異常高値が記録されている。また、この年は10~12月の値が欠測しているため、先の図-3-2において高値を示したと考えられる。海域におけるCODの季節変化としては、一般に春から夏期にかけてプランクトンの増殖などにより濃度が上昇し、秋から冬期にかけて濃度は低下する^{6、7)}。1970年はこのパターンとなっているが、1965~1967年は逆のパターンとなっている。この逆のパターンは一般に都市河川におけるCODの季節変化に多くみられる⁶⁻⁸⁾。これらのことから推察すると、1965~1967年にかけての秋、冬期におけるKMnO₄消費量の濃度上昇は、プランクトンの増殖などによる生物学的な要因よりも、河川水の影響が大きかったことが原因と思われる。また、1960年代の年平均値が大きいのは、年間を通して全般的に値が高かったことなどが原因と考えられる。

図-3-8、9にSt.1とSt.2における一般細菌と大腸菌群数の月別変化を示す。その結果、一般細菌、大腸菌群数がともに6~9月にかけて高値を示していた。値としては前述したように、河川水の影響が大きいSt.1の方が10倍程度大きくなっている。細菌の環境水中での消長としては増殖または死滅であり、それを支配する因子は水温が大きく影響していると考えられる。結局、沿岸域における細菌数は河川水の影響度と水温に左右されると言える。

3-3-3 項目間の相関係数

表-3-1にSt.1山の内のデータを用いて求めた項目間の相関係数を示した。なお、相関係数を計算する際、平均値から標準偏差の3倍以上離れたデータは異常値として棄却した。用いたデータ数は96個で、統計的には危険率1%で0.267以上は有意である。

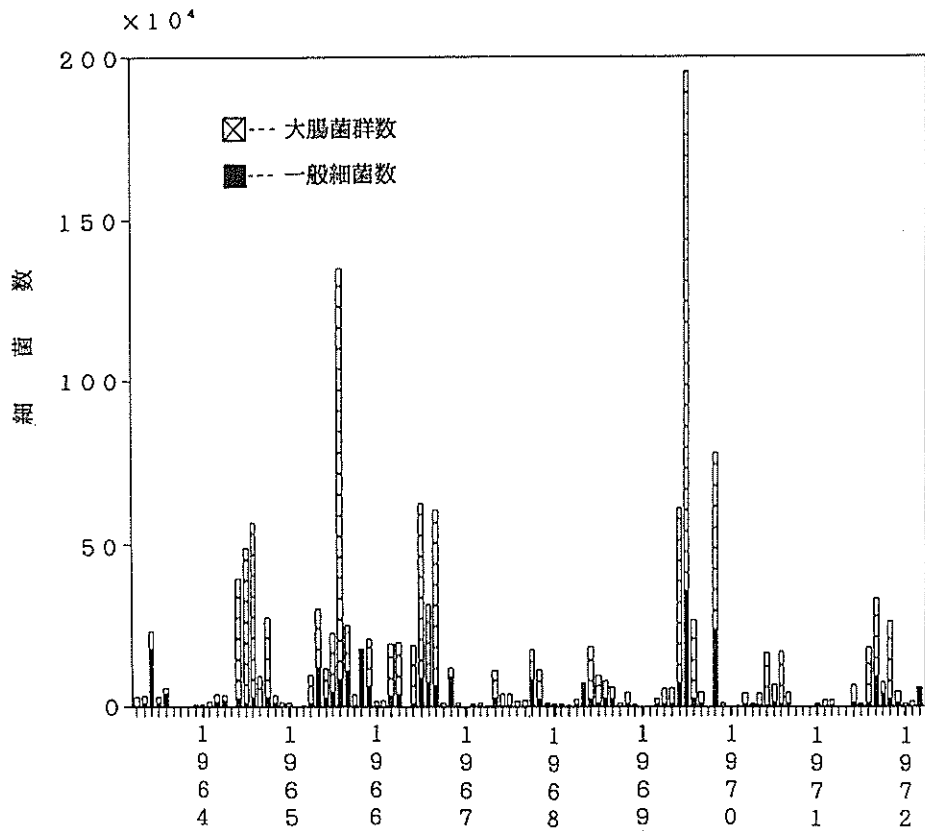


図-3-8 St.1山の内における細菌数の月別変化

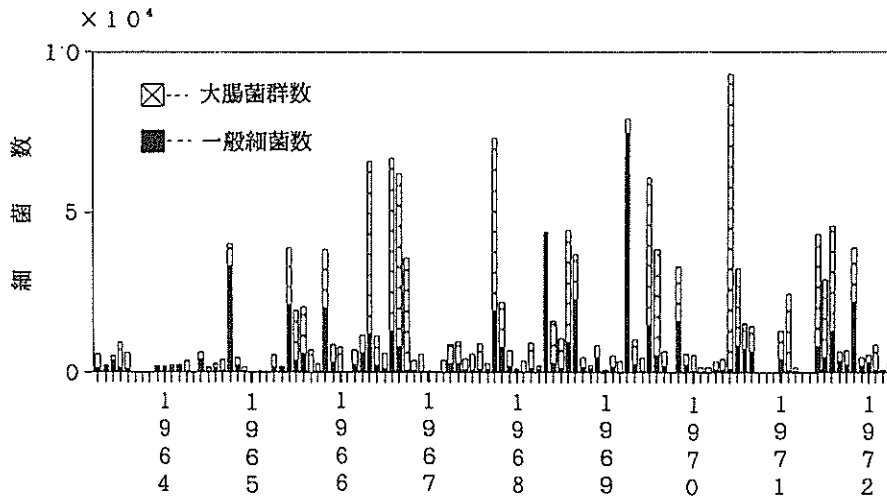


図-3-9 St.2本牧における細菌数の月別変化

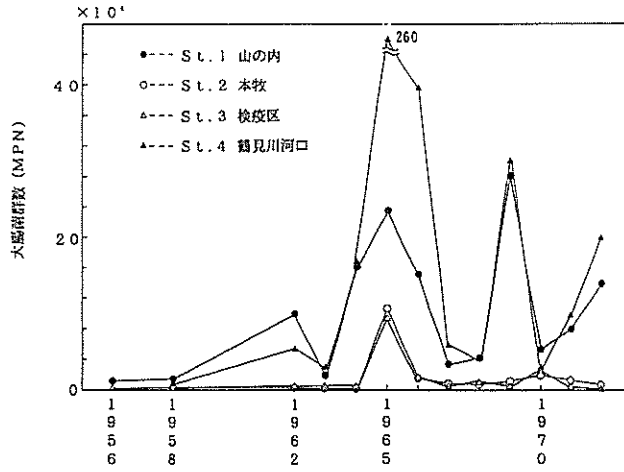


図-3-5 大腸菌群数の経年変化

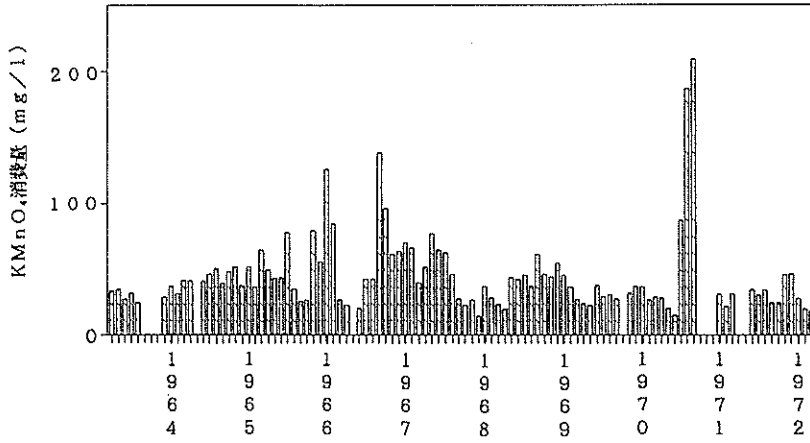


図-3-6 St.1山の内における KMnO_4 の月別変化

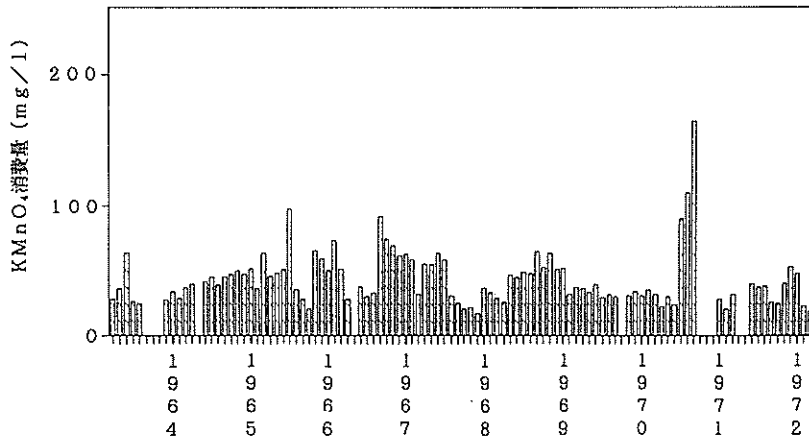


図-3-7 St.2本牧における KMnO_4 の月別変化

表-3-1 項目間の相関係数

	W. T	A. T	pH	KMnO ₄	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TIN	一般細菌	大腸菌
W. T	1.00									
A. T	0.90	1.00								
pH	0.40	0.33	1.00							
KMnO ₄	0.10	0.09	-0.02	1.00						
NH ₄ -N	0.03	-0.10	0.32	-0.28	1.00					
NO ₂ -N	-0.33	-0.13	-0.50	-0.12	-0.22	1.00				
NO ₃ -N	0.16	0.05	0.27	0.01	0.01	-0.06	1.00			
TIN	0.11	-0.05	0.39	-0.21	0.73	-0.13	0.69	1.00		
一般細菌	0.30	0.33	-0.02	0.01	-0.19	-0.10	0.10	-0.08	1.00	
大腸菌	0.45	0.43	0.02	0.10	-0.01	-0.07	0.05	0.02	0.40	1.00

当然のことながら水温と気温は相関性が高い。また、pHと大腸菌群数は水温に対して比較的高い相関を示した。pHについては、水温の上昇とともにプランクトンの活動が活発になり、これに伴いpHが上昇すると考えられる。大腸菌群数に関しても、月別変化で触れたように水温に大きく影響されると考えられる。

TINに対してNH₄-NとNO₃-Nが高い相関を示しているが、これはTINに対する寄与率が大きいためと考えられる。また、NO₂-NはpHと負の相関を示しているが、NO₂-Nは不安定な形態であり、単純にその挙動と結び付けて考えるのは難しい。

3-4 まとめ

1956年から1971年にかけての横浜港における水質の経緯として、次のことがわかった。

- (1) 過マンガン酸カリウム消費量は経済の高度成長に伴う水質汚濁の変遷を良く表し、1956年に比較して、1958年には約2倍に、1965、1966年には約6倍にも増加していた。
- (2) アンモニア性窒素は全体として増加傾向を示した。
- (3) 沿岸域における一般細菌と大腸菌群数は河川水の影響度と水温に左右されていた。

文献

- 1) 横浜市立大学経済研究所：京浜工業地帯公害年表第1集、240(1982)。
- 2) 横浜検疫所：横浜・川崎港港湾区域衛生対策実施報告書、昭和37年度版～昭和41年度版(1962～1966)。
- 3) 横浜・川崎港衛生管理運営協議会：横浜・川崎港衛生年報、昭和42年度版～昭和56年度版(1967～1981)。
- 4) 厚生省編：衛生検査指針(IV)、協同医書出版社、41～145(1950)。
- 5) 日本科学者会議編：東京湾の水質の汚濁、東京湾、大月書店、28(1988)。
- 6) 横浜市公害対策局：横浜市公共用水域水質測定結果報告書、昭和61年度版(1988)。
- 7) 畠中潤一郎：平潟湾および金沢湾の水質調査結果、平潟湾・金沢湾周辺水域環境調査報告書、281(1986)。
- 8) 福島博：水域環境指標1、横浜市公害研究所報、11、69～81(1987)。

1. 底質汚濁の現状

1-1 調査地点及び分析方法

1-1-1 調査地点

調査地点を図-1-1に示す。横浜港の内防波堤に囲まれた内港地区で25地点、さらに鶴見川河口、大黒埠頭、本牧埠頭にかけて22地点とし(内防波堤の外側を外港地区と呼ぶことにする)、合計で47地点とした。地点の設定は、内港地区では約250mメッシュ、外港地区では約500mとした。外港地区は、横浜航路が設定されており、その区域は調査から除外した。なお、調査地点のうち14地点で底質柱状試料の採取を行った。底質柱状試料の採取は、直径10cm、長さ2mのアクリルパイプを用いて、ダイバーにより行った。底質柱状試料の採取を行ったのはSt.2、4、10、17、19、25、27、29、30、35、38、42、43、47である。

1-1-2 底質柱状試料採取地点の浚渫状況

底質柱状試料は過去の水域の汚濁状況を知るための重要な試料であるが、その解析にあたっては堆積物の攪乱状況を調べる必要がある。そこで、底質柱状試料採取地点の浚渫状況などについて調査した¹⁻³⁾。

・ St.2

大岡川の河口の前面で、水深8~9m。浚渫が実施された記録はなかったが、すぐ西側でMM21の埋立工事が行われている。

・ St.4

帷子川の河口の前面であり、水深9~10m。1972年に1~1.5m程度の浚渫が、また1984年にも除去深度は不明であるが、浚渫が実施されている。

・ St.10

水深10m。1972年に0.5~1m程度の浚渫が実施されている。

・ St.17

水深11~12m。浚渫が実施された記録はない。

・ St.19

山下公園の前面で、水深約12m。1971年に浚渫が実施されているが、除去深度は不明である。

・ St.25

水深約10m。浚渫が実施された記録はない。

・ St.27

鈴繁埠頭の前面で、水深9m。浚渫の記録はない。しかし、埠頭に近接しているため、水深維持の浚渫が実施されている可能性は高い。

・ St.29

山下埠頭の前面で、水深11m。浚渫が実施された明確な記録はない。しかし、記録によると山下埠頭は1953年に着工され1963年に完成しており、この間に航路・泊地浚渫を実施したと記録されているが、区域などは明確でない。

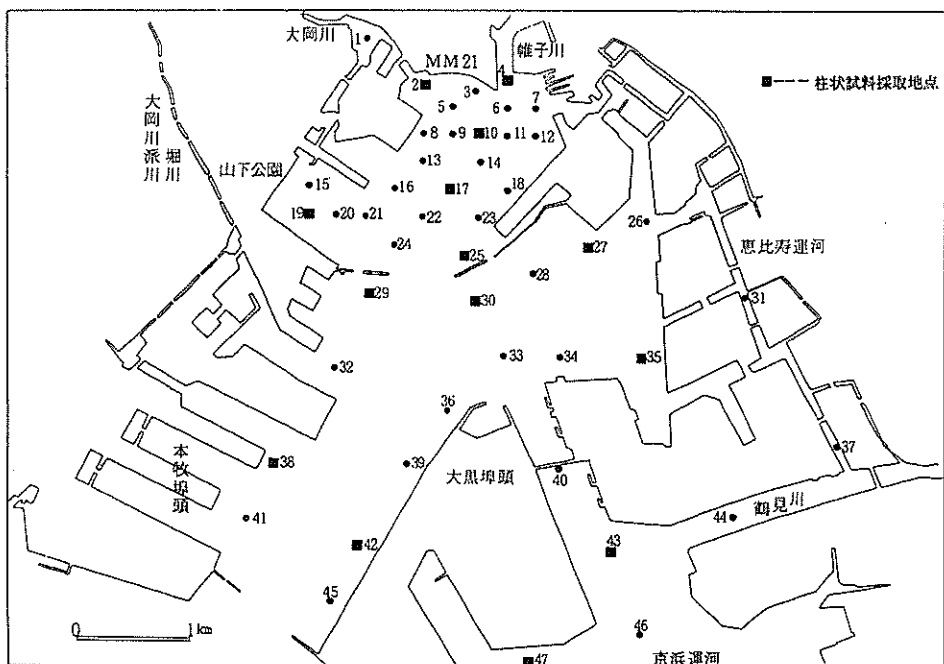


図-1-1 調査地点

- St.30
防波堤の外側にあたり、水深13m。1973～1974年にかけて3～4mの浚渫が実施されている。
- St.35
宝町の前面にあたり、水深22m。浚渫が実施された記録はない。
- St.38
本牧埠頭の前面であり、水深11m。1968年及び1986年に浚渫が実施されているが、除去深度については共に不明である。
- St.42
大黒埠頭の前面にあたり、水深16m。浚渫が実施された記録はない。
- St.43
鶴見川の河口の前面にあたり、水深12m。1977年に浚渫が実施されているが、除去深度は不明である。
- St.47
大黒埠頭の東側で、水深12m。浚渫が実施された明確な記録はないが、ライナーバース造成に伴い浚渫が実施された可能性は高い。

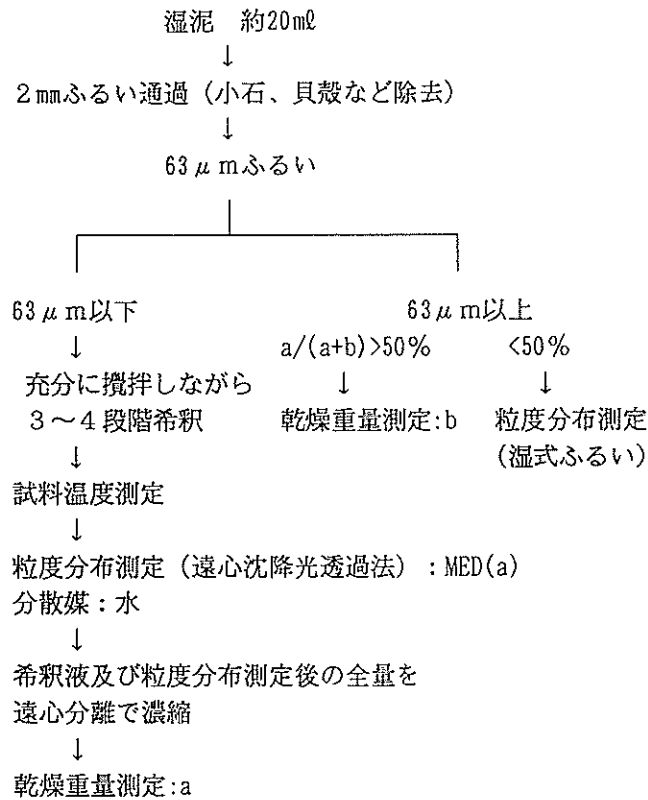
このような底質柱状試料を採取した地点の浚渫状況を、底質柱状試料の解析の際に考慮した。

1-1-3 分析方法

分析項目と分析方法を表-1-1に示す。また、粒度組成の分析フローを図-1-2に示す。なお、底質柱状試料は表層より10cm毎に分取して分析に供した。

表-1-1 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
強熱減量 (I.L.)	底質調査方法 ⁴⁾
金属類 (Zn, Pb, Caなど)	けい光X線分析法 ⁵⁾
全炭素 (T-C) ・全窒素 (T-N)	CHNコーダー
比重	JIS A 1202
粒度組成	湿式ふるい 及び遠心沈降式光透過法 (島津 SA-CP3L)



* 微細泥率 = $(a/(a+b)) \times 100$

* メディアン径はMED(a)と微細泥率から再計算する

図-1-2 粒度組成分析フローチャート

1-2 分析結果

分析結果を付表-1-1に示す。また、表層試料における各項目間の相関係数を表-1-2に示す。相関係数を求める際に、平均値±(標準偏差の3倍)を基準として異常値の検定を行い、8地点のデータを棄却した。

表-1-2 項目間の相関係数

	I.L.	Zn	Cu	Pb	Ni	Cr	P	S	Sr
I.L.									
Zn	0.53								
Cu	0.48	0.95							
Pb	0.38	0.93	0.87						
Ni	0.56	0.76	0.65	0.64					
Cr	0.40	0.94	0.89	0.85	0.76				
P	0.27	0.33	0.35	0.18	0.31	0.35			
S	0.52	0.69	0.69	0.52	0.68	0.63	0.23		
Sr	-0.67	-0.37	-0.34	-0.19	-0.60	-0.35	-0.07	-0.69	
Ti	0.06	0.30	0.29	0.29	0.36	0.41	0.66	0.09	-0.03
Mn	-0.40	-0.32	-0.33	-0.30	-0.25	-0.31	-0.07	-0.39	0.56
K	0.22	-0.10	-0.12	-0.10	0.08	-0.09	-0.59	0.24	-0.43
Ca	-0.64	-0.46	-0.44	-0.32	-0.63	-0.45	-0.16	-0.67	0.92
T-C	0.81	0.74	0.67	0.62	0.72	0.60	0.42	0.65	-0.54
T-N	0.87	0.48	0.41	0.33	0.57	0.31	0.29	0.55	-0.63
MED	-0.63	-0.40	-0.37	-0.30	-0.57	-0.36	-0.12	-0.60	0.68
比重	-0.54	-0.50	-0.49	-0.38	-0.39	-0.43	-0.35	-0.52	0.43
微細泥	0.64	0.22	0.22	0.13	0.42	0.14	0.03	0.54	-0.79
シルト	0.54	0.03	0.05	-0.05	0.24	-0.04	0.14	0.37	-0.59
粘土	0.55	0.36	0.33	0.27	0.49	0.29	-0.09	0.56	-0.76

	Ti	Mn	K	Ca	T-C	T-N	MED	微細泥	シルト	粘土
Ti										
Mn	-0.10									
K	0.46	-0.06								
Ca	-0.23	0.67	-0.24							
T-C	0.20	-0.38	0.05	-0.54						
T-N	0.02	-0.41	0.10	-0.59	0.90					
MED	-0.18	0.31	-0.51	0.64	-0.59	-0.57				
比重	-0.16	0.24	-0.04	0.42	-0.60	-0.55	0.42			
微細泥	0.07	-0.39	0.56	-0.72	0.54	0.62	-0.88	-0.33		
シルト	0.13	-0.34	0.40	-0.57	0.46	0.60	-0.75	-0.33	0.86	
粘土	-0.01	-0.33	0.56	-0.67	0.47	0.47	-0.76	-0.24	0.85	0.47

1-2-1 外観及び粒度組成

① 外観及び性状

図-1-3に表層部の外観及び性状の結果を示す。地形的に閉鎖性である内港地区の港奥部は黒色ヘドロ質の底質が堆積し、有機性汚濁が進行している。特に帷子川の河口部において顕著であった。大岡川の河口部は、帷子川に比較して褐色・砂混じりであった。St.13、16、17は、浚渫の影響により在来地盤の粘土質となっていた。また、鶴見川の運河部では黒色ヘドロ状となっており、帷子川と同様に有機性汚濁が進行している。本牧埠頭から大黒埠頭の周辺部においては褐色・砂混じりとなっていた。本牧から大黒埠頭にかけての地点は比較的陸地に近いため、浚渫の影響があったことも考えられる。いずれにしても、横浜港の内港地区には黒色のヘドロが、浚渫直後のエリアを除いてほぼ全域において堆積している。

② 比重

底質の比重は、底質を構成する土壤鉱物や有機物などの比率により決まる。鉱物の比重は2.5～5.2程度⁶⁾であるので、これに比重の小さい有機物が含まれる分だけ値が小さくなる。

分析の結果は最大値2.69、最小値2.39で、地点による差はあまり大きくなかった。最大値を示したのは、St.13で浚渫の影響で粘土質であった地点である。また、最小値はSt.31で恵比寿運河の地点である。比重の値は前項の外観と相関性があり、黒色ヘドロの地点では2.5前後の値を示し、中間色では2.55～2.6、褐色・砂では2.6程度の値となっていた。内港地区ではほぼ全ての地点で2.6以下であり、比重の小さい浮泥状の底質が堆積していると考えられる。

③ 粒度組成

粒度組成の砂、シルト、粘土などの区分には国際土壤学会基準、土質工学会基準などが定められているが、底質の粒度組成を表す公的な基準はない。今回は63 μ m以上の部分を砂、63 μ m～5 μ mの部分をシルト、5 μ m以下の部分を粘土と表すことにする。

図-1-4に粒度組成の分析結果を示す。砂は71%～6%含まれており、本牧、大黒埠頭周辺で大きな値を示した。内港地区では20%前後の地点が多く、外観的に黒色ヘドロ質の試料でも10～20%程度の砂を含んでいた。また、全体的に陸に近い地点においては砂の比率が高い傾向があるようである。これは海底地形、海流の流向・流速などの物理的特性による漂砂現象に起因すると思われる。シルトは14%～77%の値を示し、内港地区では約40%程度がこの粒度となっている。粘土はシルトに比較して低めであり5%～47%の値を示した。粘土は鉱物的にさらに詳細な分類（モンモリロナイト、カオリナイトなど）が可能であり、鉱物的に分類すると沿岸域において規則性がみられるとの報告もあるが⁷⁾、今後の検討課題としたい。

横浜港における粒度組成の平均値は、砂26%、シルト42%、粘土32%であり、シルトと粘土を合わせた比率が30%を超えると「ぬかる」ように感じるという報告⁸⁾もみられるので、横浜港の底質はほぼ全域で「ぬかる」と感じられる。

④ メディアン径

メディアン径は、粒度組成を表す指標のひとつで粒径累積曲線で50%の値を示す粒度である。つまり、メディアン径が小さいほど、微細な粒子が多いことになる。メディアン径は粒径累積曲線から求めることができ、その例を図-1-5に、また分析結果を図-1-6に示す。メディアン径は最大値122 μ m、最小値5.6 μ mで、砂の比率が高い地点で大きくなっている。要因は砂と同様と考えられる。内港地区では、陸寄りの地点を除けば10 μ m程度の値を示している。このメディアン径10 μ mという値から、沈降速度を算出すると約5m/日になり⁹⁾、内港地区では平均水深が約10mであるので、再浮遊した底質が沈降するには約2日間かかる計算になる。メディアン径は先の外観性状とはあまり対応しないようである。

1-2-2 重金属汚濁

①濃度分布

図-1-7～18に、亜鉛、鉛、銅、ニッケル、クロム、カルシウム、マンガン、カリウム、チタン、イオウ、リンの結果を示す。相関係数の結果などから、水域での挙動が類似している元素をグループ別にし、濃度分布の特徴について考察した。

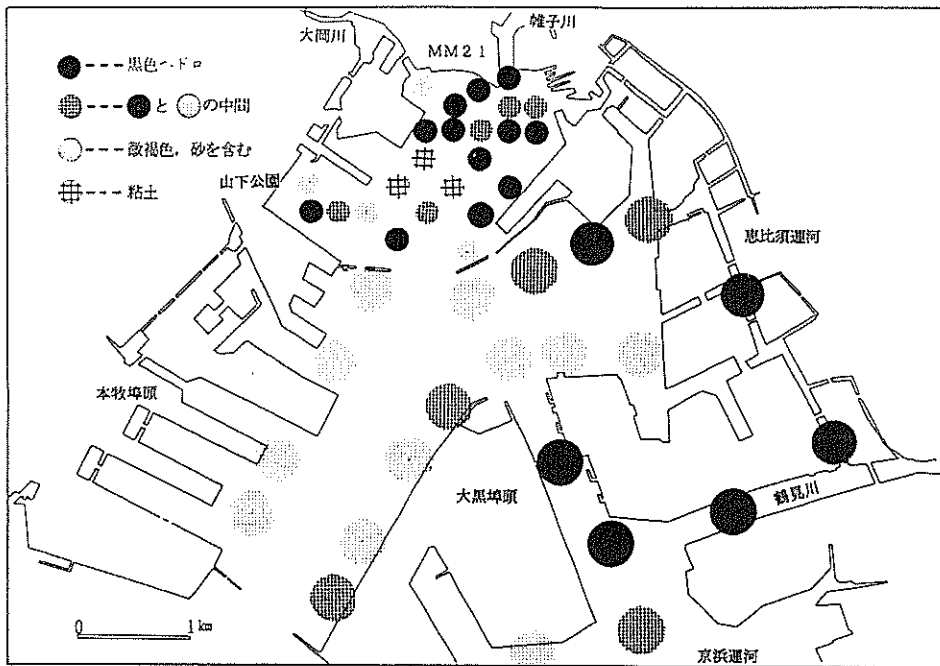


図-1-3 外観及び性状

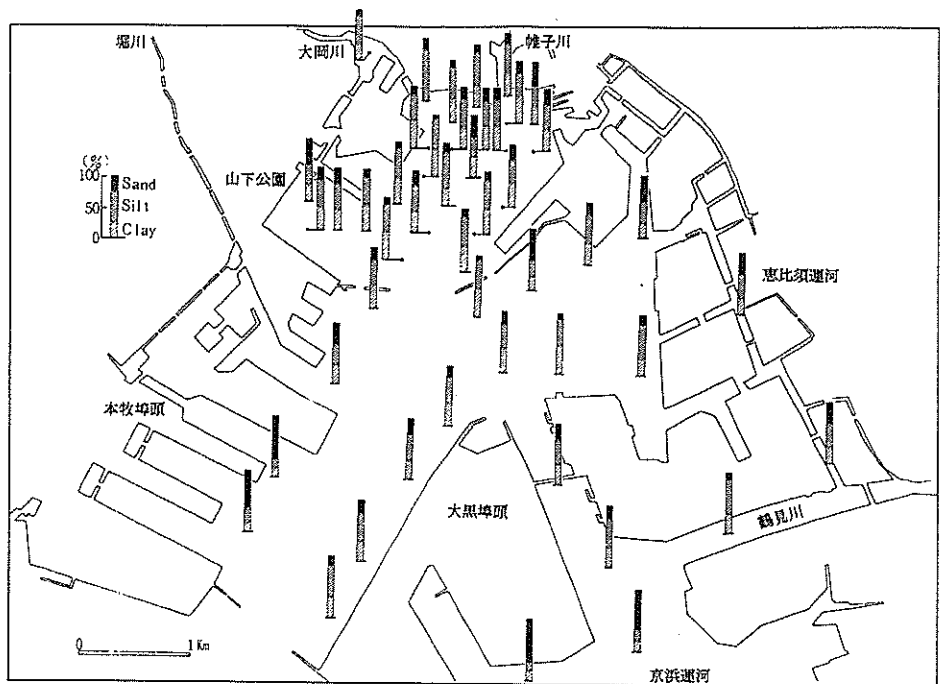


図-1-4 粒度組成の分布

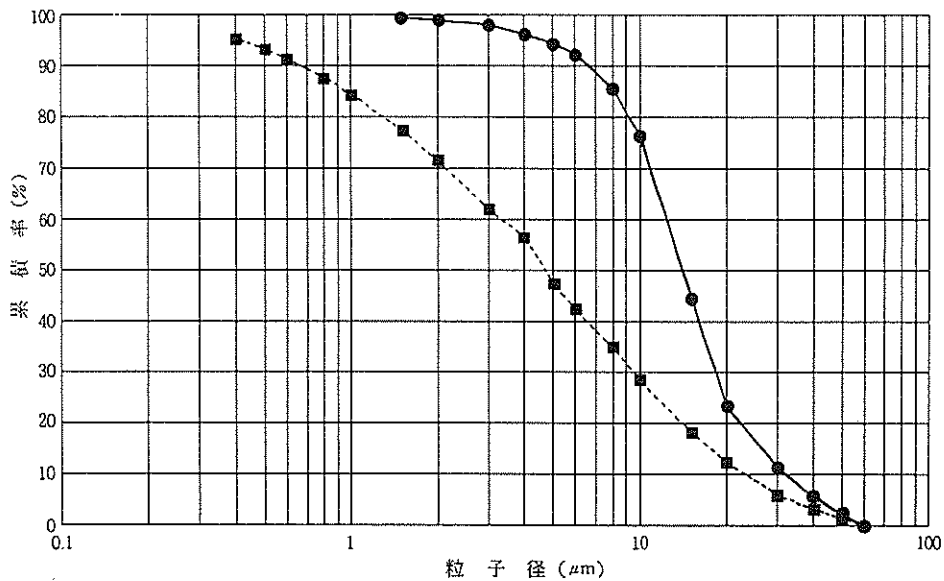


図-1-5 粒径累積曲線

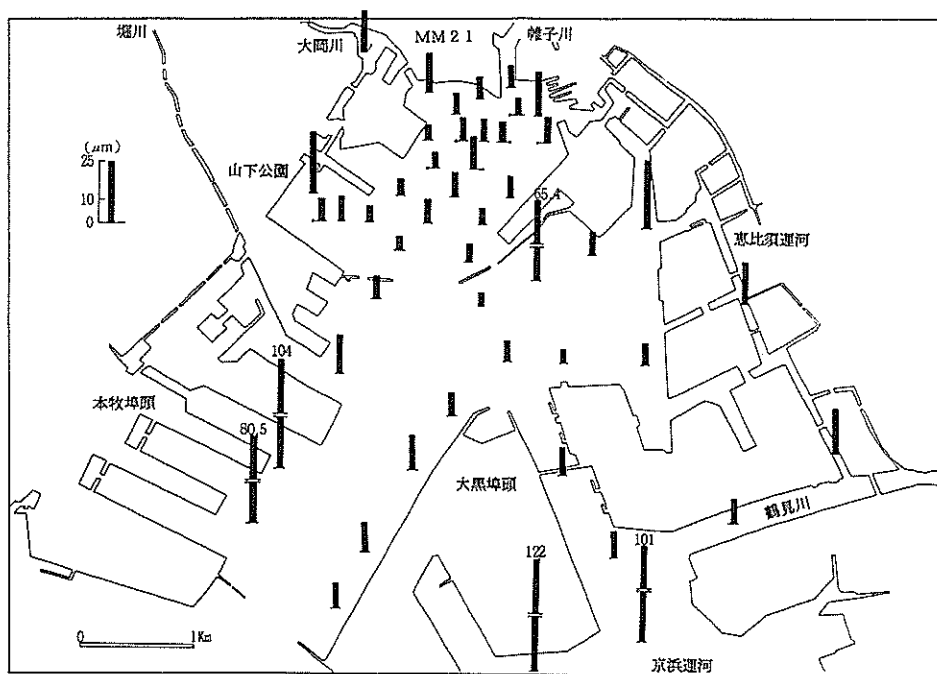


図-1-6 メディアン径の分布

・亜鉛、鉛、銅、ニッケル、クロム (図-1-7~11)

これらの元素はいずれも重金属汚濁の指標となるものである。濃度分布の特徴としては、港奥部の帷子川河口付近で高濃度を示し、港央に向かって減少する傾向が認められる。また、内港地区で高濃度を示しており、外港地区では運河部を除いてはかなり低い値を示している。これらの元素の負荷源は河川からの流入が主であり、海域での2次生産には関与していない。そのため、河川の河口部で高濃度を示し、港央に向かって拡散希釈するに伴い、濃度が減少していくと考えられる。

・カルシウム、ストロンチウム、マンガン、カリウム、チタン (図-1-12~16)

これらの元素は地質に由来するものであり、濃度分布に顕著な特徴は認められなかった。しかし、カルシウムとストロンチウムは周期率表で同族に属しているため、相関係数が高い値を示した。

・イオウ、リン (図-1-17, 18)

イオウの濃度分布の特徴は、重金属元素と類似し、内港地区と運河部で高濃度を示した。これはイオウが、底質の酸化還元状態に大きく左右されるため、内港地区や運河部などの水の交換率が低い場所が高い値を示したと考えられる。また、重金属と比較的高い相関を示した理由としては、硫酸還元菌により水中の硫酸イオンが硫化物などに還元される際に、鉄や重金属などが一緒に固定されるためと考えられる。

リンの濃度分布の特徴は、鶴見川水系の地点で高い値を示していることである。リンは、底質の酸化還元状態により、水中に溶出したり、底質に固定されたりする。しかし、底質中での濃度が1000 $\mu\text{g/g}$ 程度と大きいいため、溶出が底質中の濃度に影響する比率は小さい。鶴見川でリン濃度が高い原因は特定できない。

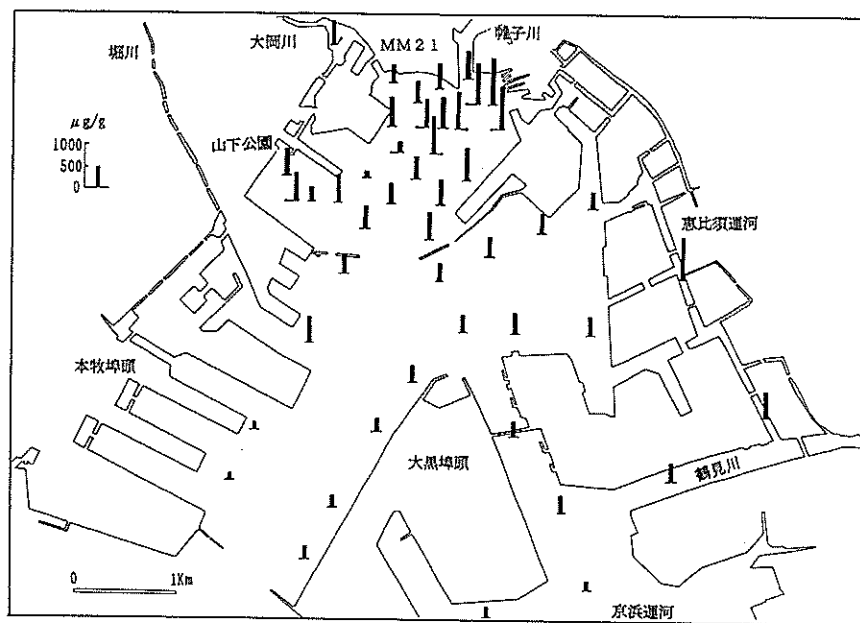


図-1-7 亜鉛の濃度分布

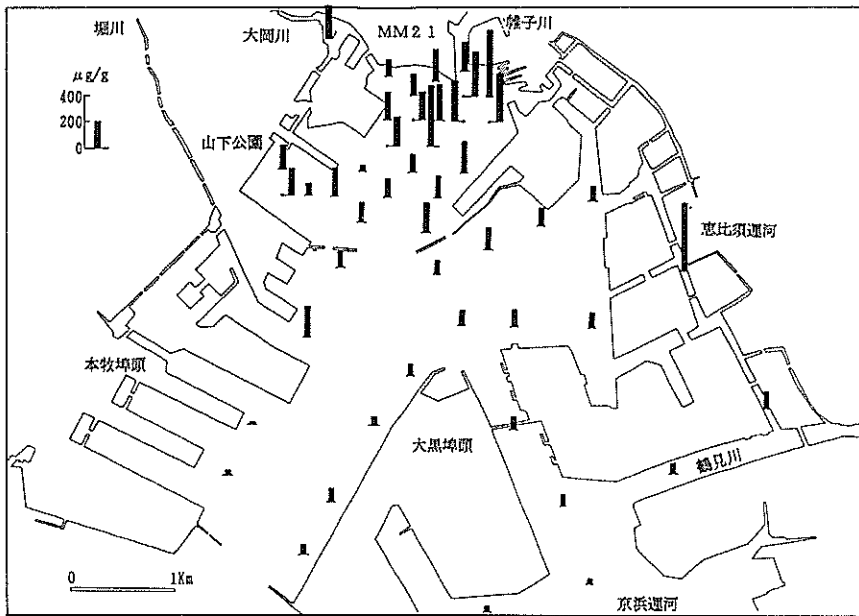


図-1-8 鉛の濃度分布

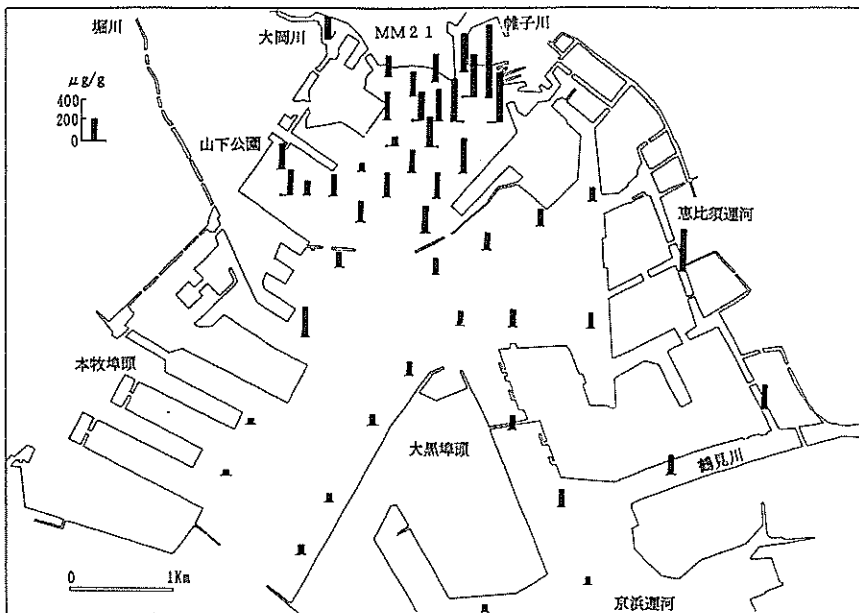


図-1-9 銅の濃度分布

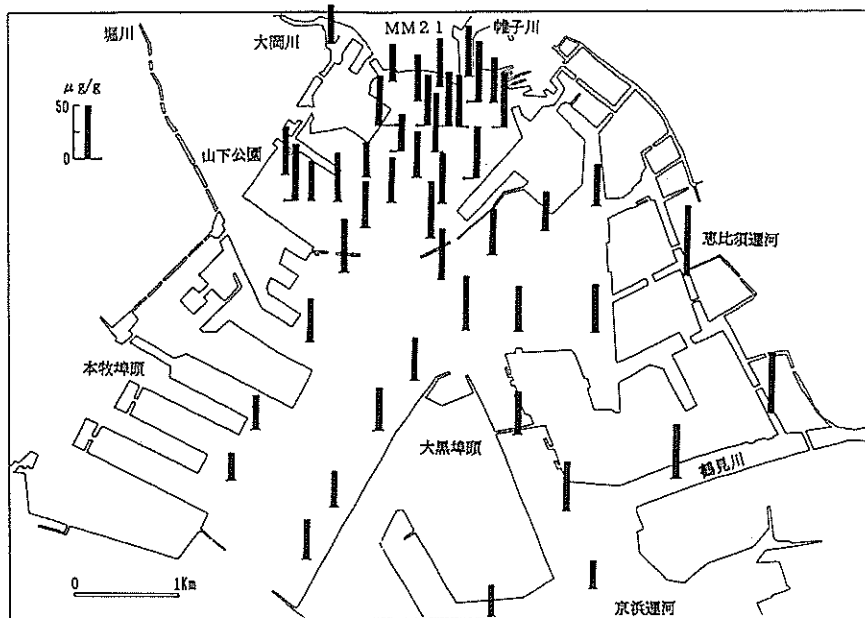


図-1-10 ニッケルの濃度分布

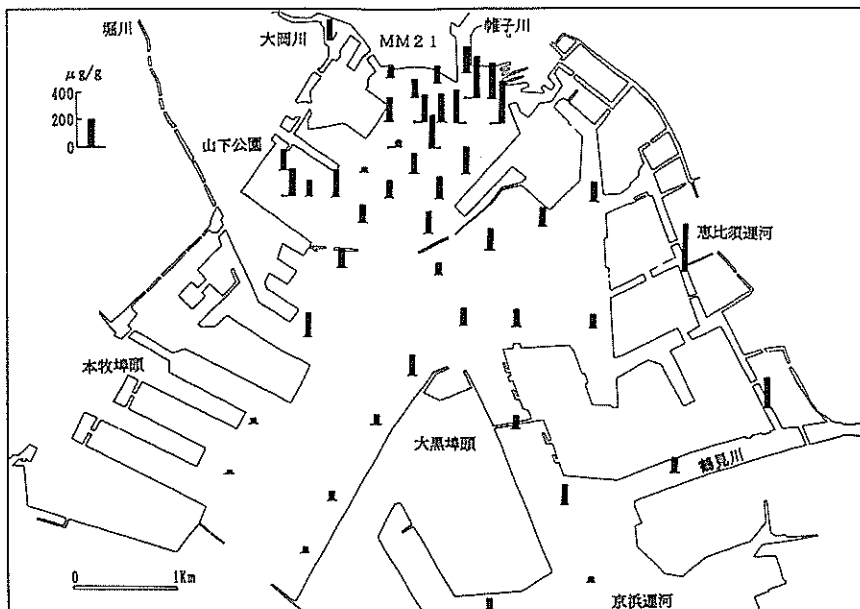


図-1-11 クロムの濃度分布

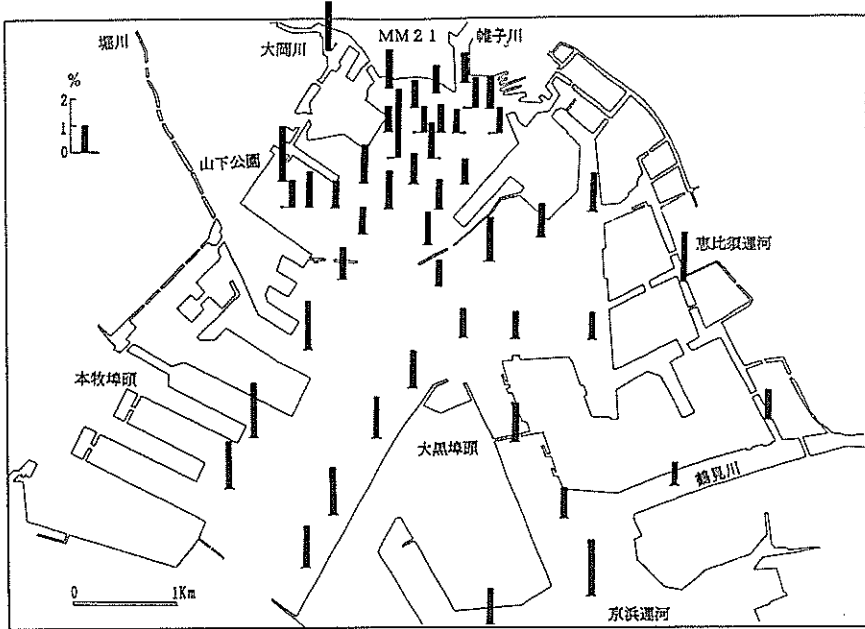


図-1-12 カルシウムの濃度分布

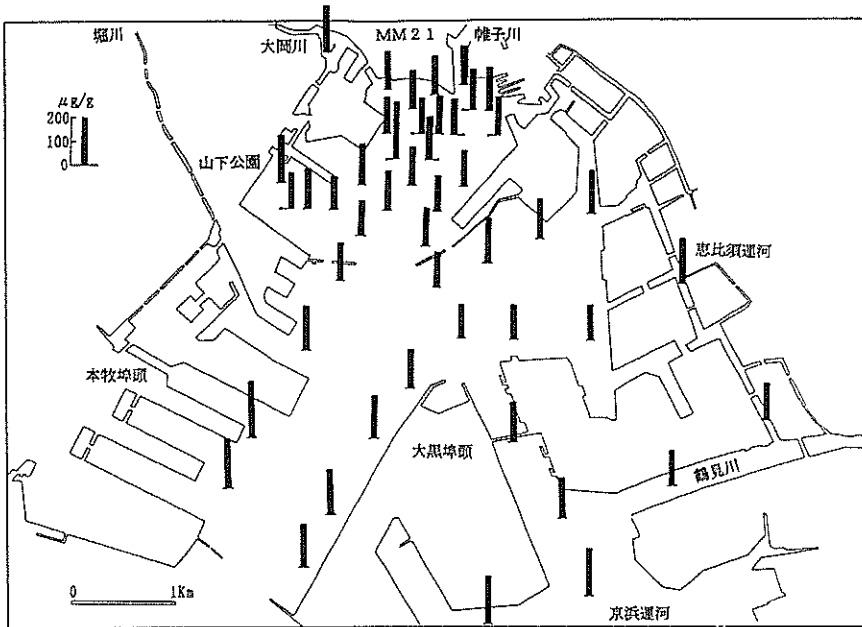


図-1-13 ストロンチウムの濃度分布

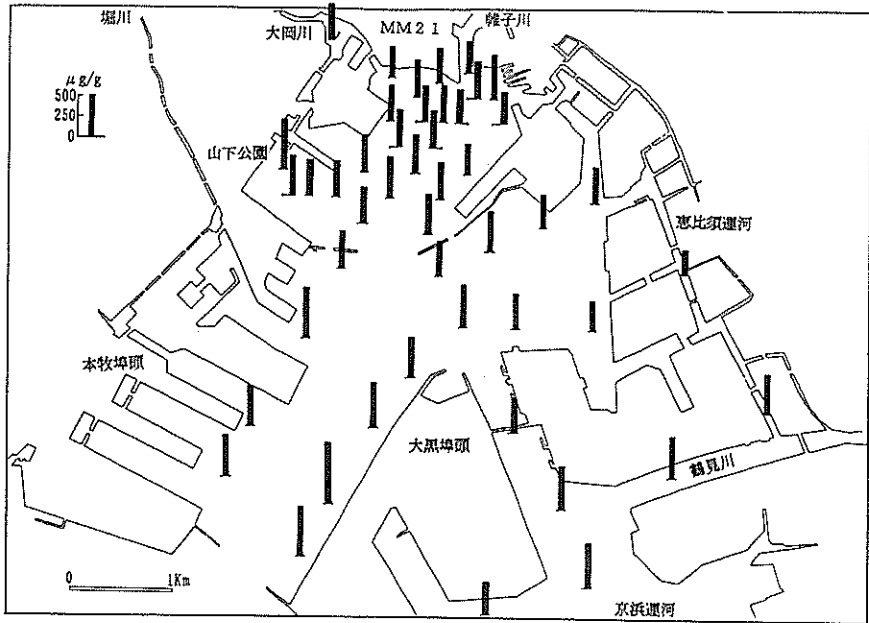


図-1-14 マンガンの濃度分布

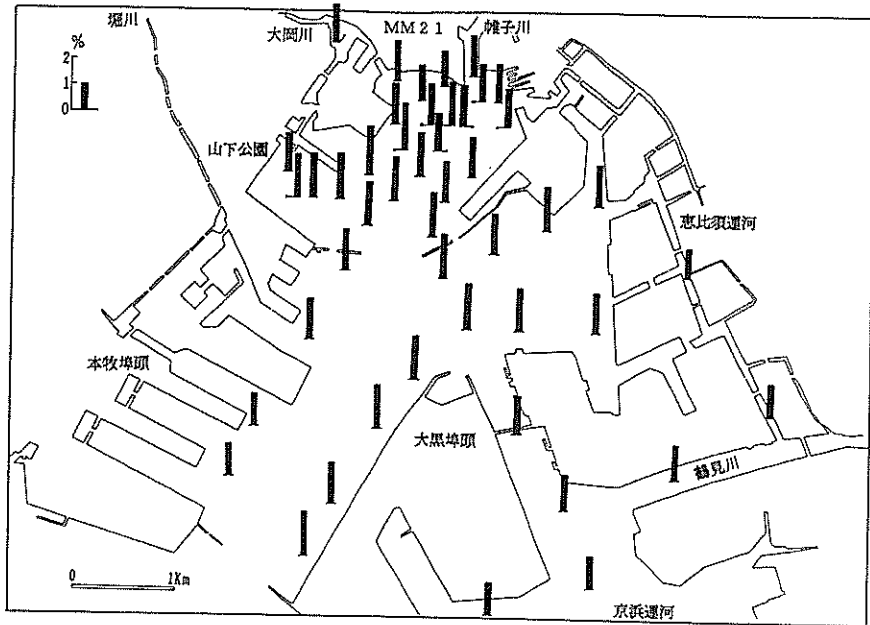


図-1-15 カリウムの濃度分布

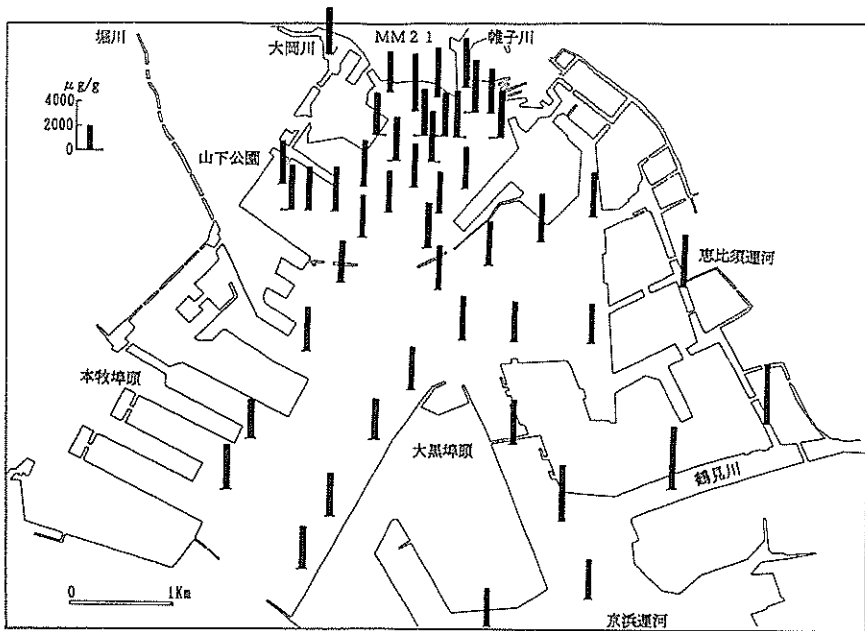


図-1-16 チタンの濃度分布

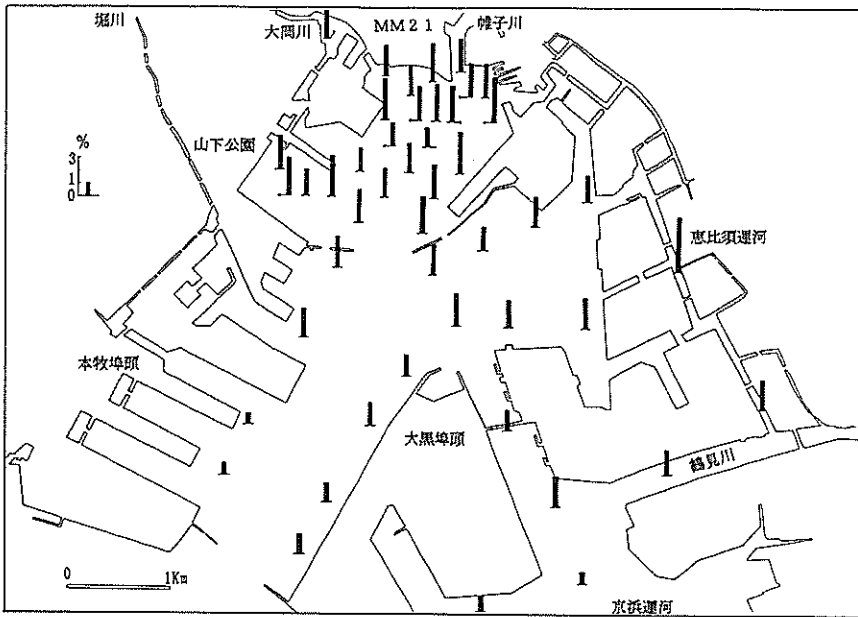


図-1-17 イオウの濃度分布

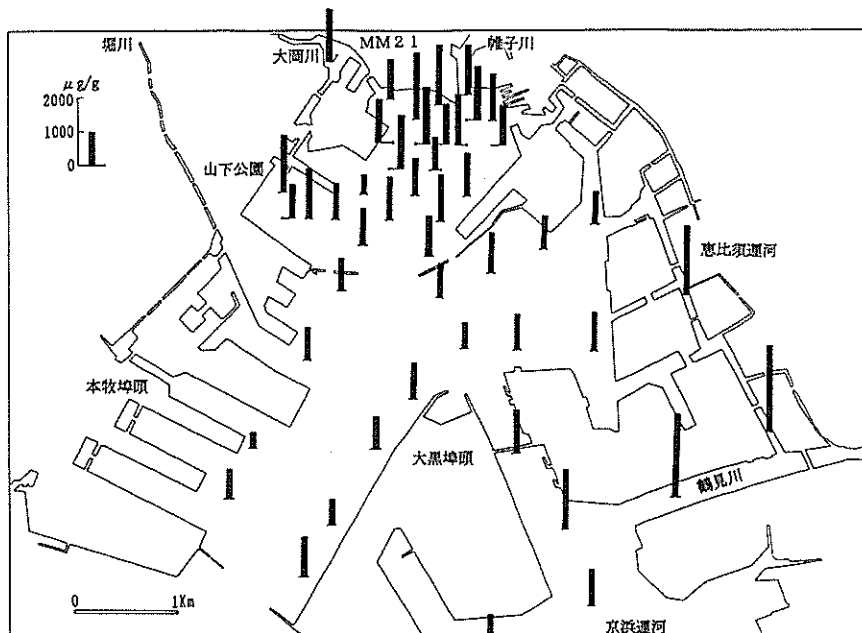


図-1-18 リンの濃度分布

②深度分布

図-1-19~30に亜鉛や銅などの深度分布の結果を示す。濃度分布と同様に、元素をグループ分けして深度分布の特徴について考察した。

・亜鉛、鉛、銅、ニッケル、クロム (図-1-19~23)

これらの元素は濃度分布の項でも述べたが、水質汚濁に伴い濃度が高くなる人為的な汚染の指標となるものである。一般的に言われている水質汚濁の変遷は、1950年頃に始まった経済の高度成長に伴って顕在化し、その後水質汚濁防止法が施行されるまで悪化を続け、近年は改善傾向にあるとされる。攪乱を受けていない底質柱状試料は、この状況を記録していると考えられる。

St.2においては表層から深くなるにつれて濃度が高くなり、30~40cmの層で最大値を示し、さらに深くなると減少し60cm以深ではほぼ一定値を示している。このような傾向は、東京湾における調査結果とほぼ一致し、先の水質汚濁の変遷とも合致していると考えられる。

St.25もほぼ同様な傾向を示した。しかし、St.2に比較して濃度レベルは高くなっていた。これは、横浜港内の潮流が帷子川河口から山内埠頭、瑞穂埠頭に沿って流れているため、帷子川の影響が大きいためと考えられる。

その他の地点は同様な傾向は認められず、浚渫の記録が無い地点においてもなんらかの攪乱を受けていたと考えられる。

St.29の50~70cmの層で亜鉛、銅、鉛及びクロムが特異的に高い値を示したが、原因は特定できない。

内港地区と外港地区の濃度レベルを比較すると、明らかに内港地区の方が高く、港奥部での底質汚濁が激しいことがわかる。

・カルシウム、ストロンチウム、マンガン、カリウム、チタン (図-1-24~28)

濃度分布の項で述べたと同様に、顕著な特徴は認められず、若干の変動はあるもののほぼ一定値を示した。平均値としてはカルシウム1.37%、ストロンチウム170 $\mu\text{g/g}$ 、マンガン480 $\mu\text{g/g}$ 、カリウム1.53%、チタン3600 $\mu\text{g/g}$ であった。

・イオウ、リン (図-1-29, 30)

イオウは、内港地区においては2~3%程度の値を示し、地点による変動はあまり見られなかった。外港地区においては、濃度レベルがやや低くなり1~3%程度の値を示した。しかし、鶴見川河口のSt.43では表層から60cmまでの深度で高い値を示した。

リンは、内港地区においては1~2mg/g程度の値を示した。帷子川河口のSt.4は他の地点に比較して高い値を示した。外港地区においては、St.27、29、30、38、42、47でほぼ一定値の1mg/g程度の値を示した。St.35は表層部のみ値が高く、10cm以深では非常に低い値を示した。鶴見川河口のSt.43は表層から50cmまでの深度で高い値を示した。

1-2-3 有機汚濁

①濃度分布

図-1-31~33に強熱減量、全炭素及び全窒素の結果を示す。この3項目は有機汚濁の指標であり、相関係数も互いに0.80以上を示している。

濃度分布の特徴としては、重金属と同様に内港地区が外港地区に比較して高い値を示した。しかし、外港地区の運河部や鶴見川河口の地点St.31、37、44は高い値を示した。内港地区における分布は、ほぼ全域で同レベルで、重金属の分布とは異なっていた。原因としては、有機物の要因として赤潮などの2次汚濁による寄与が大きいことなどが考えられる。また、外港地区の本牧埠頭、大黒埠頭の周辺St.38、41、46、47は低い値を示した。

②深度分布

図-1-34~36に強熱減量、全炭素及び全窒素の深度分布の結果を示す。

内港地区のSt.4、10、19、25においては、深度約1m程度でも表層部と同程度の値を示した。外港地区においてもSt.35、43を除いては、深度による変化はあまり大きくなかった。St.35は表層の0~10cm層のみで濃度が高く、単純に考えると、近年浚渫が行われ表層から汚染の無い層まで除去され、その上に新たにヘドロ層が10cm堆積したように見られる。しかし、この地点における浚渫の記録は得られなかった。また、St.35、43における低濃度の層は共に外観的に砂質であった。

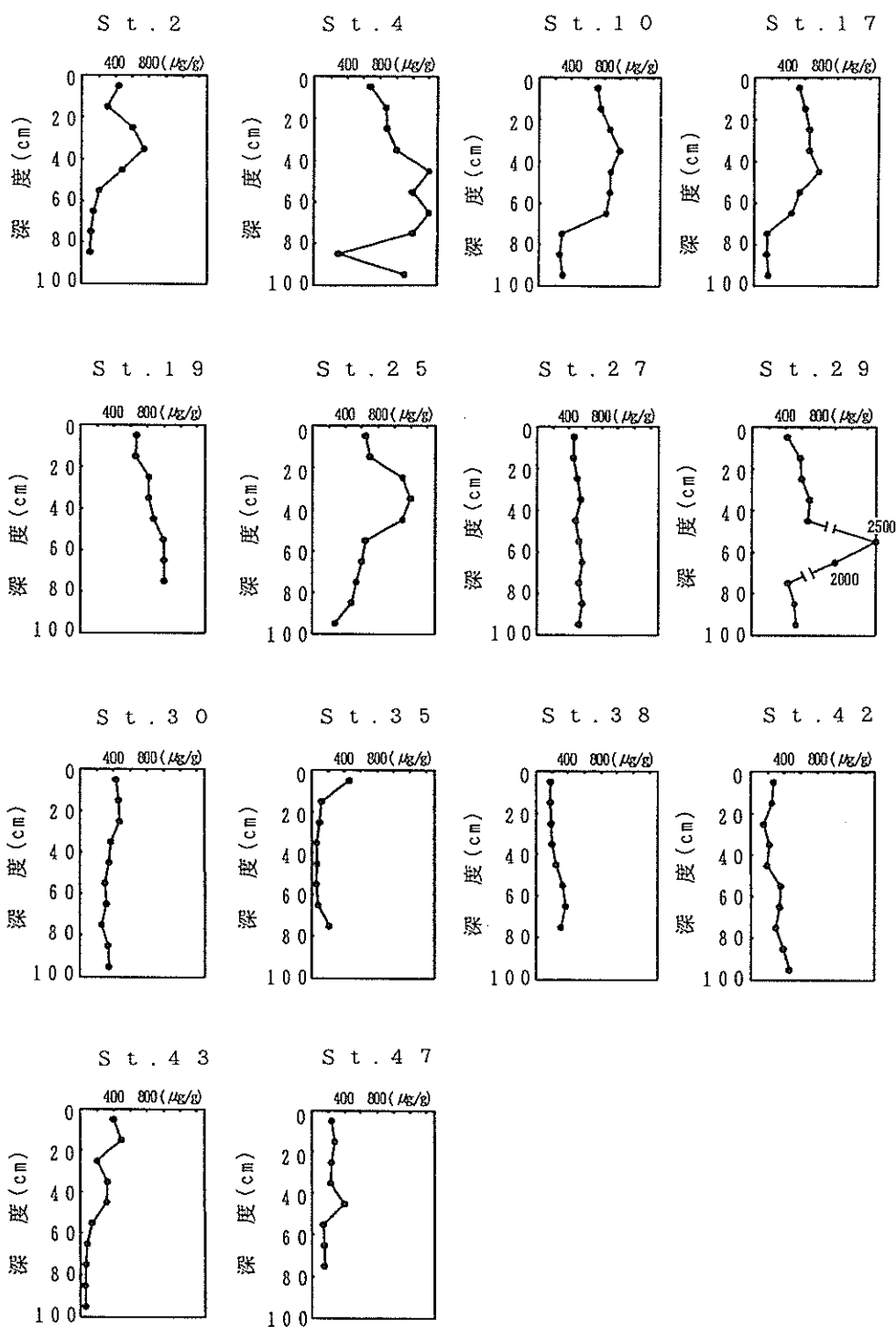


図-1-19 亜鉛の深度分布

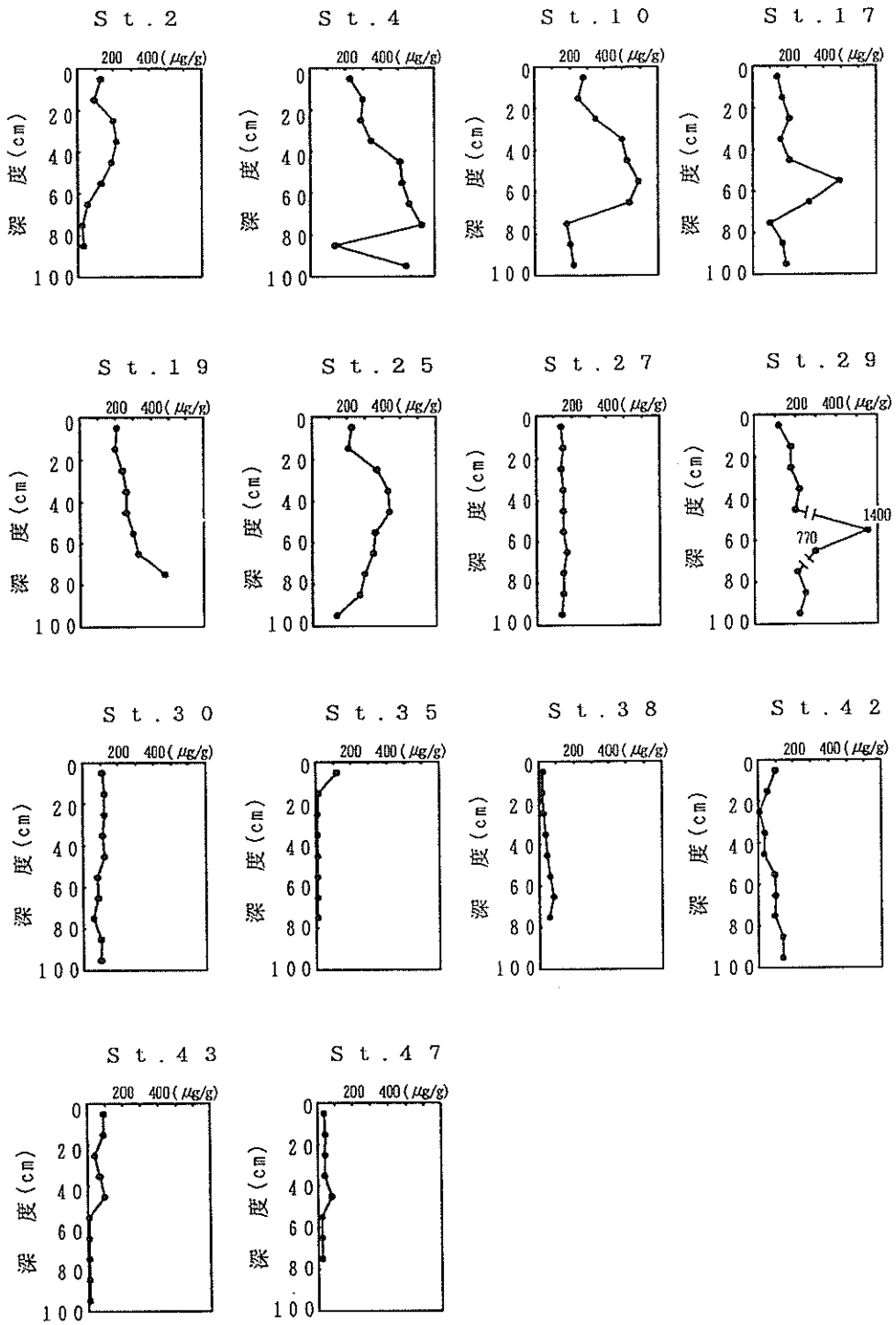


図-1-20 鉛の深度分布

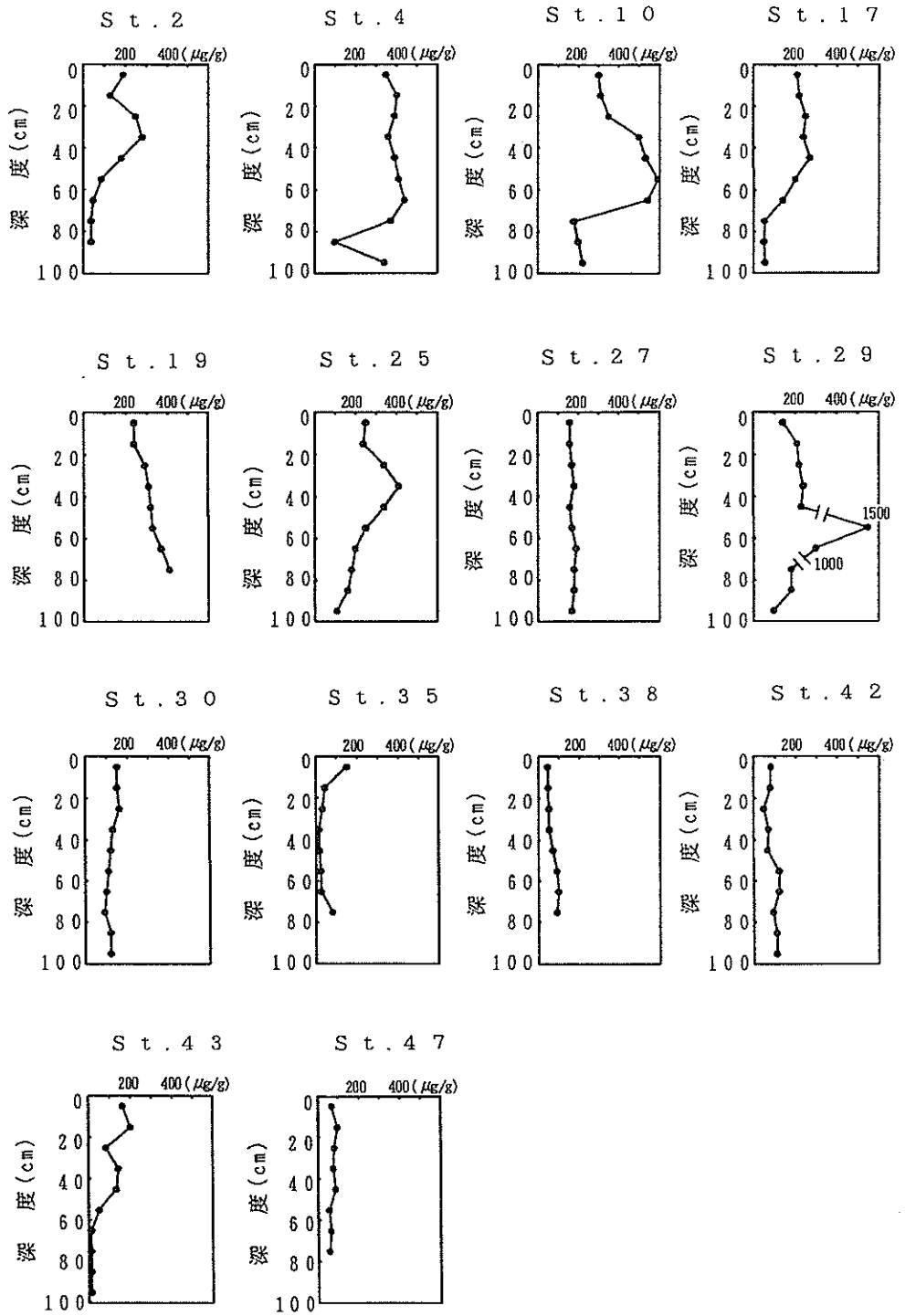


図-1-21 銅の深度分布

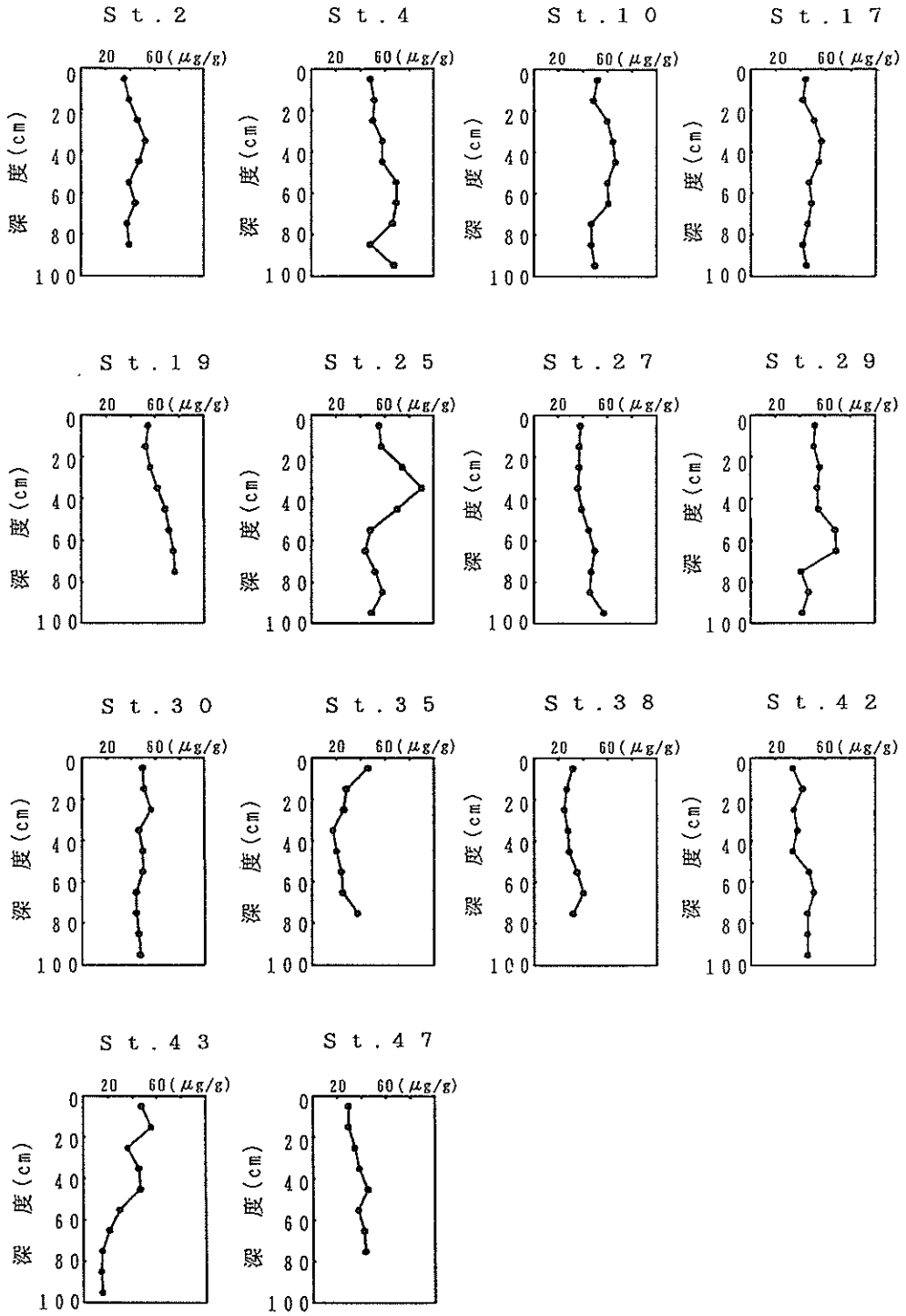
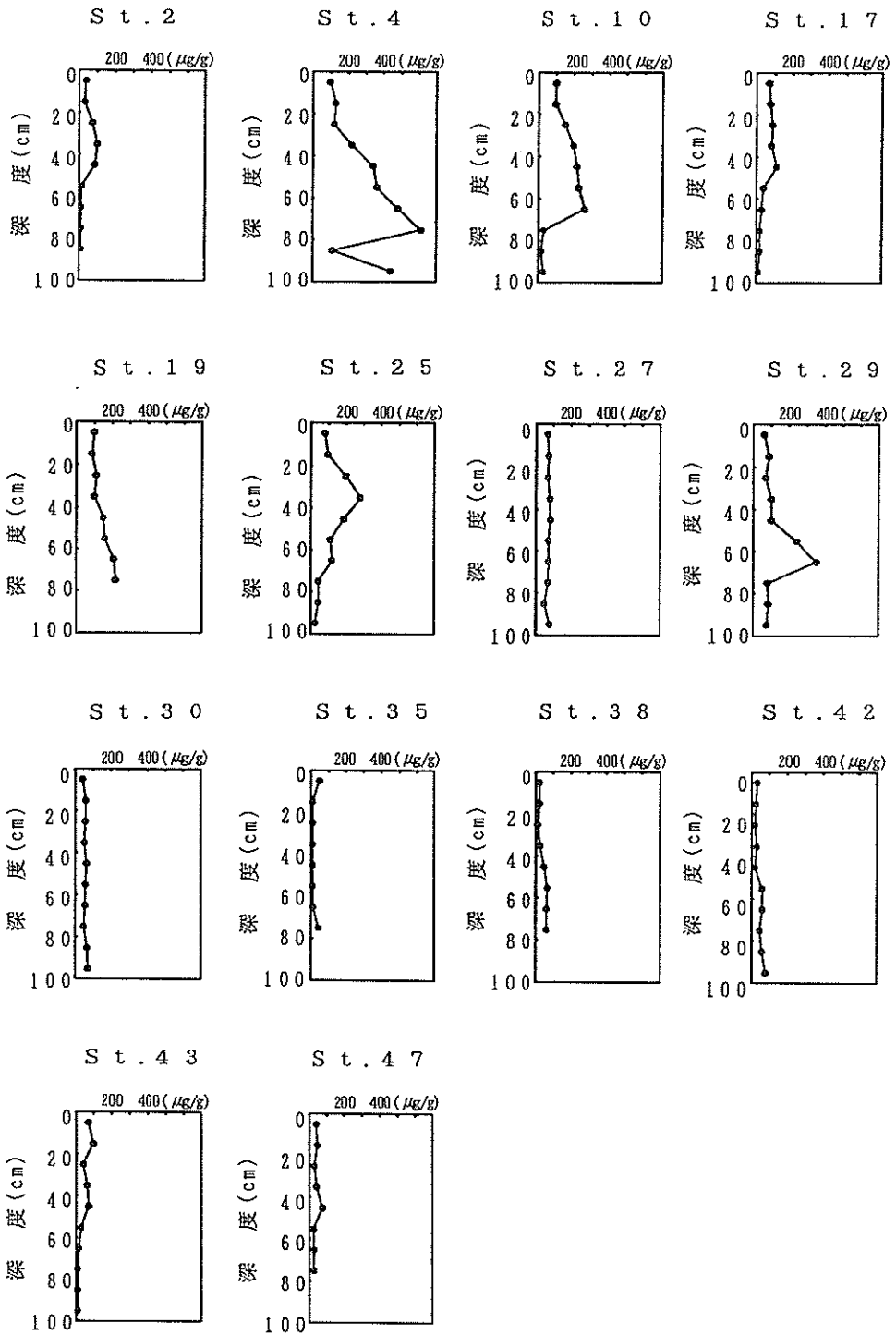


図-1-22 ニッケルの深度分布



図一 1-23 クロムの深度分布

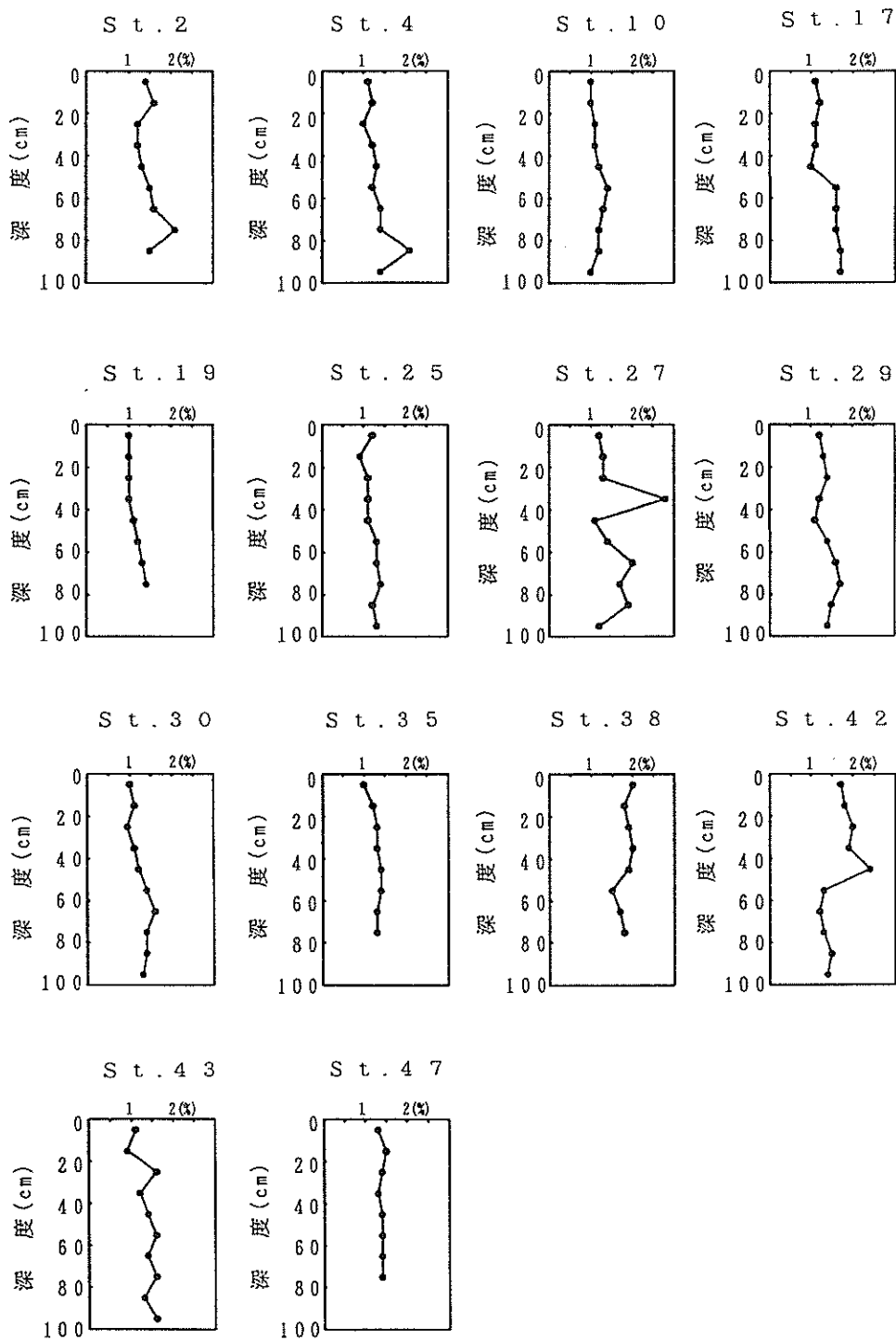
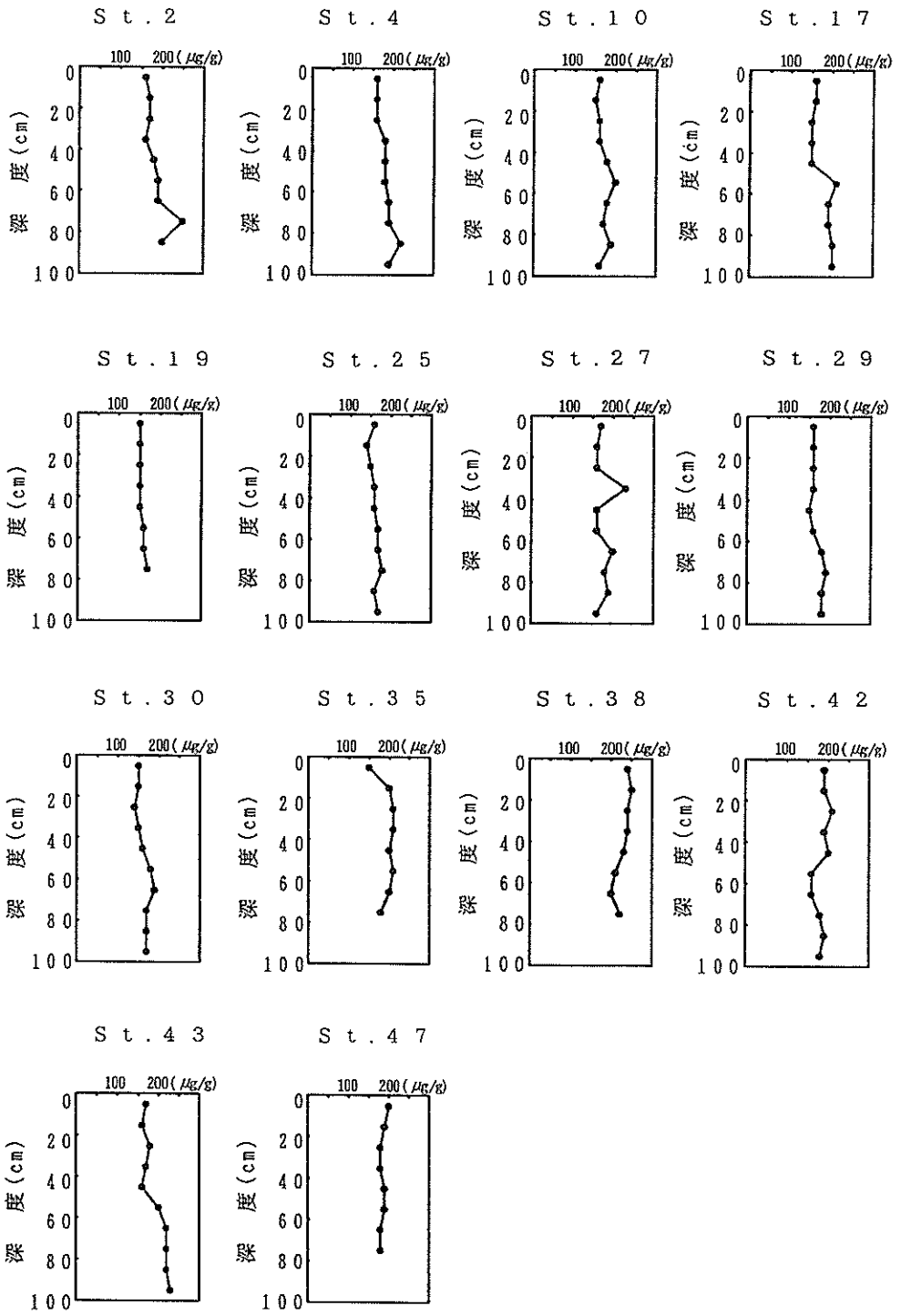


図-1-24 カルシウムの深度分布



図一 1-25 ストロンチウムの深度分布

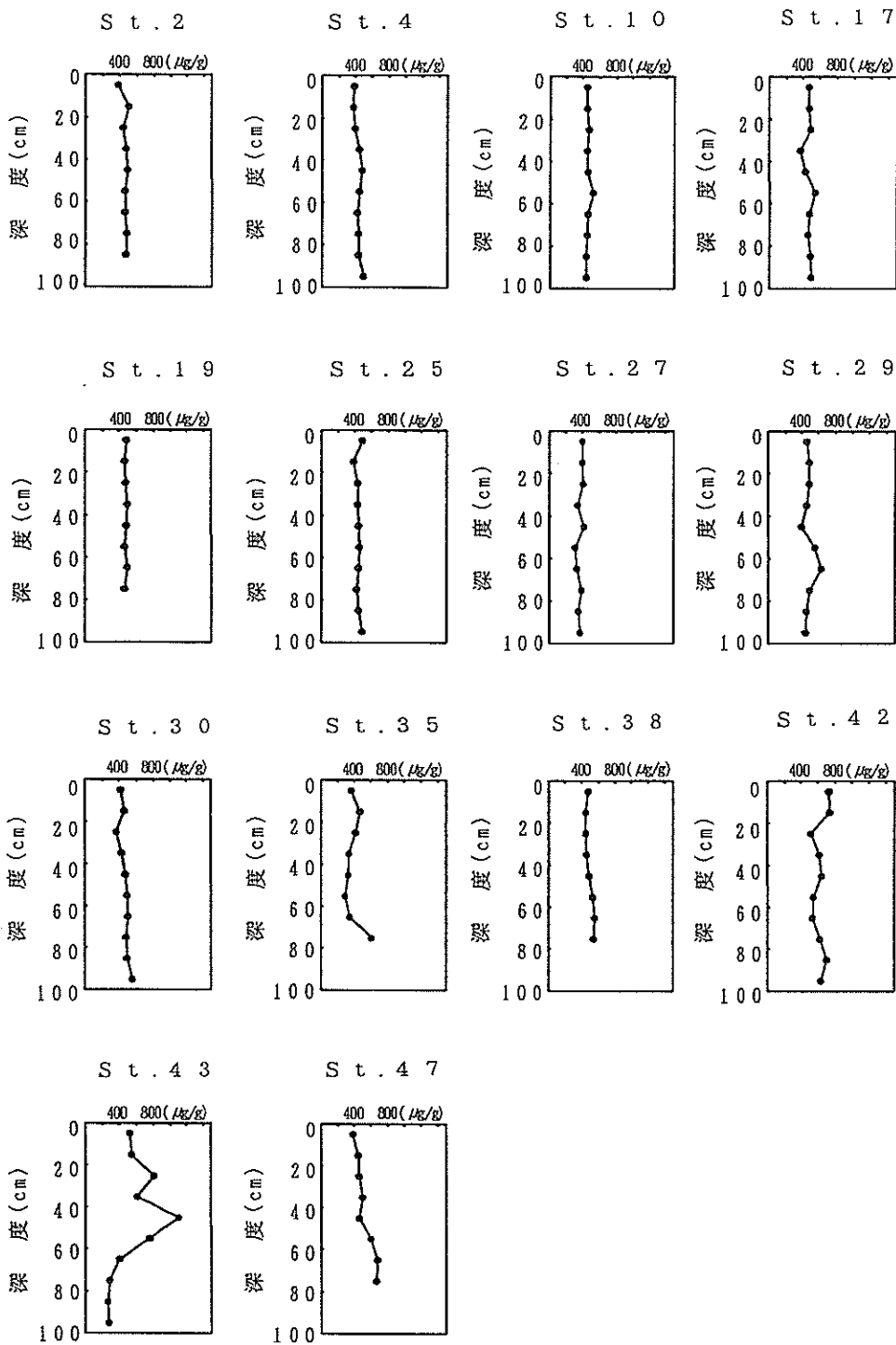
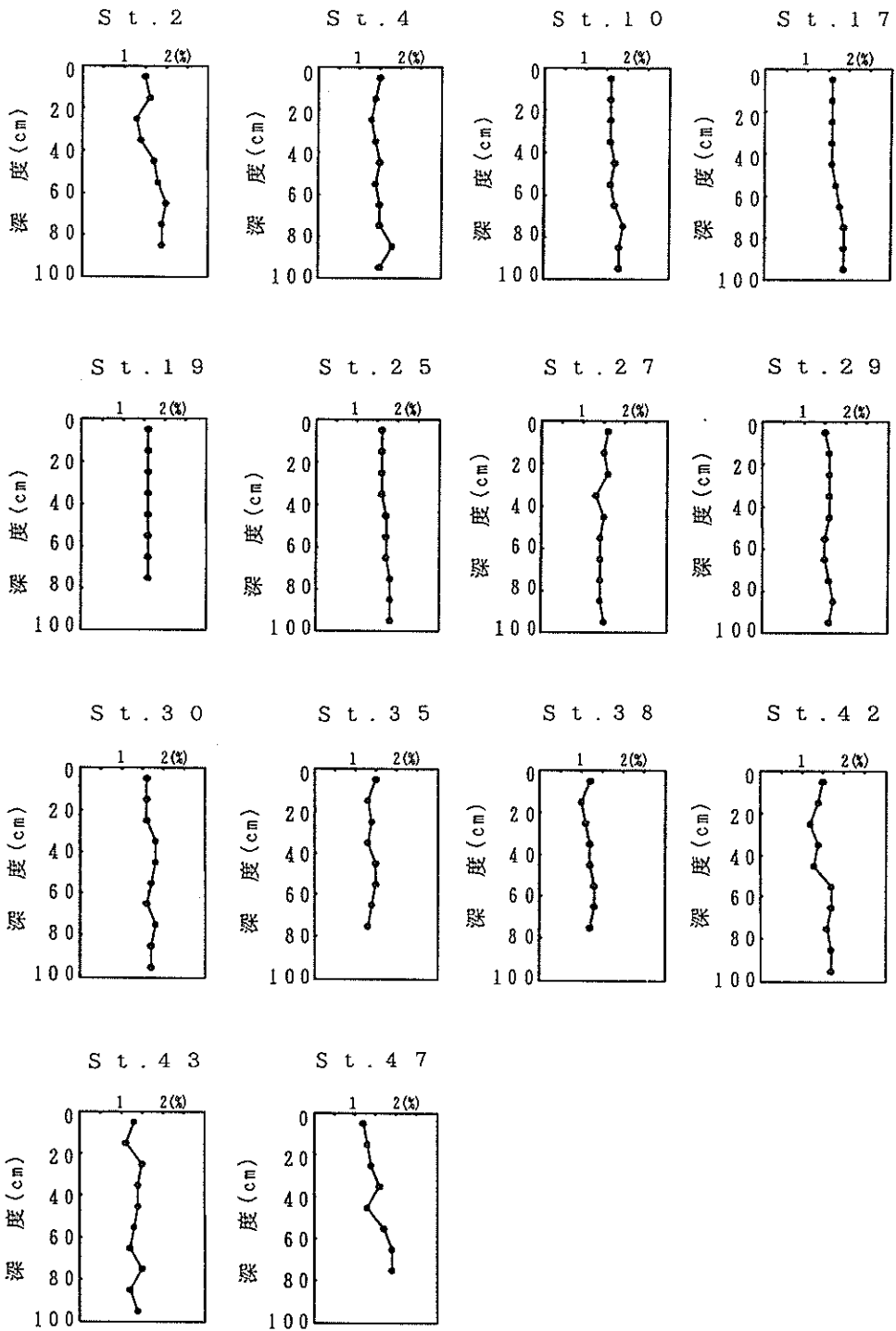
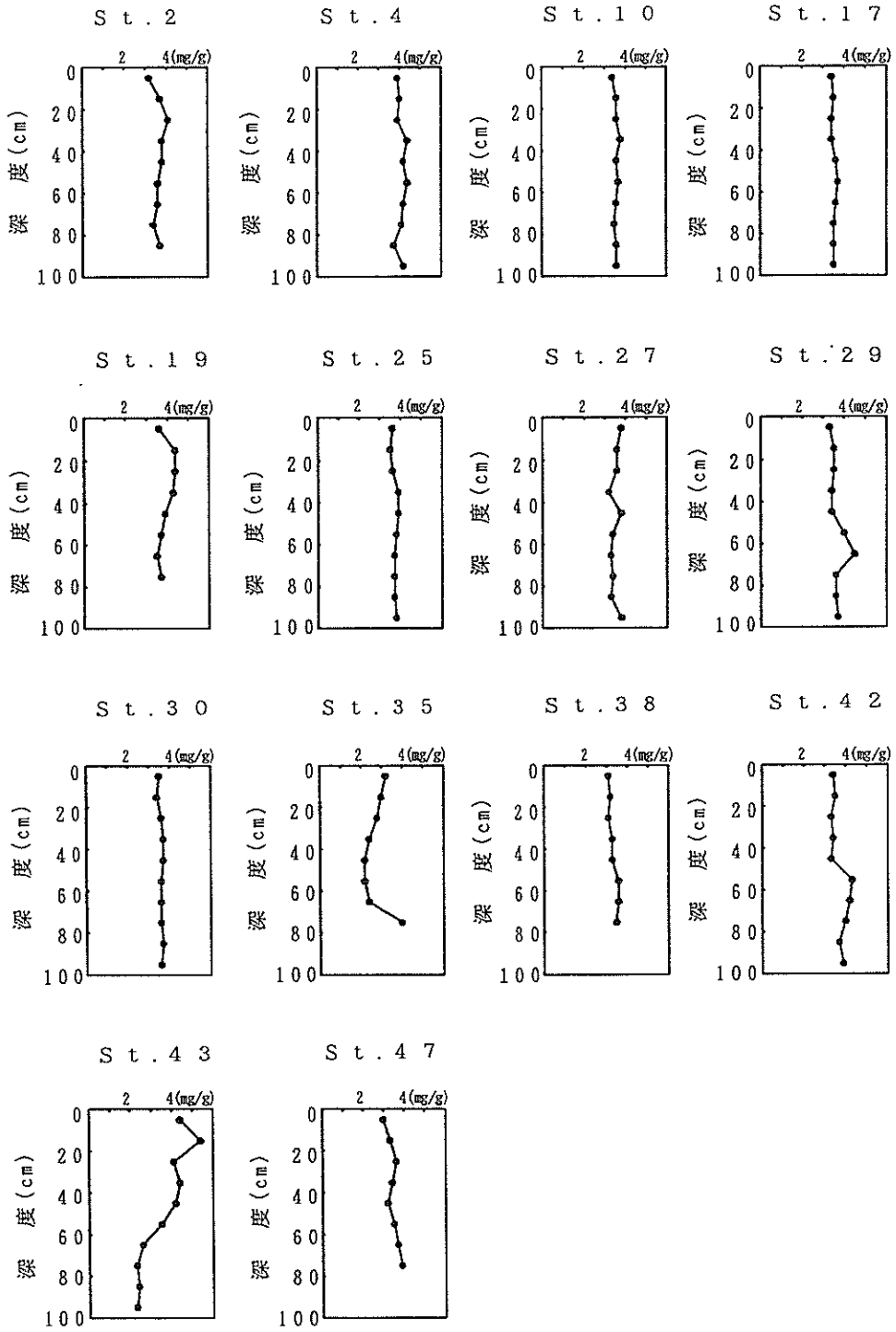


図-1-26 マンガンの深度分布



図一 1-27 カリウムの深度分布



図一 1-28 チタンの深度分布

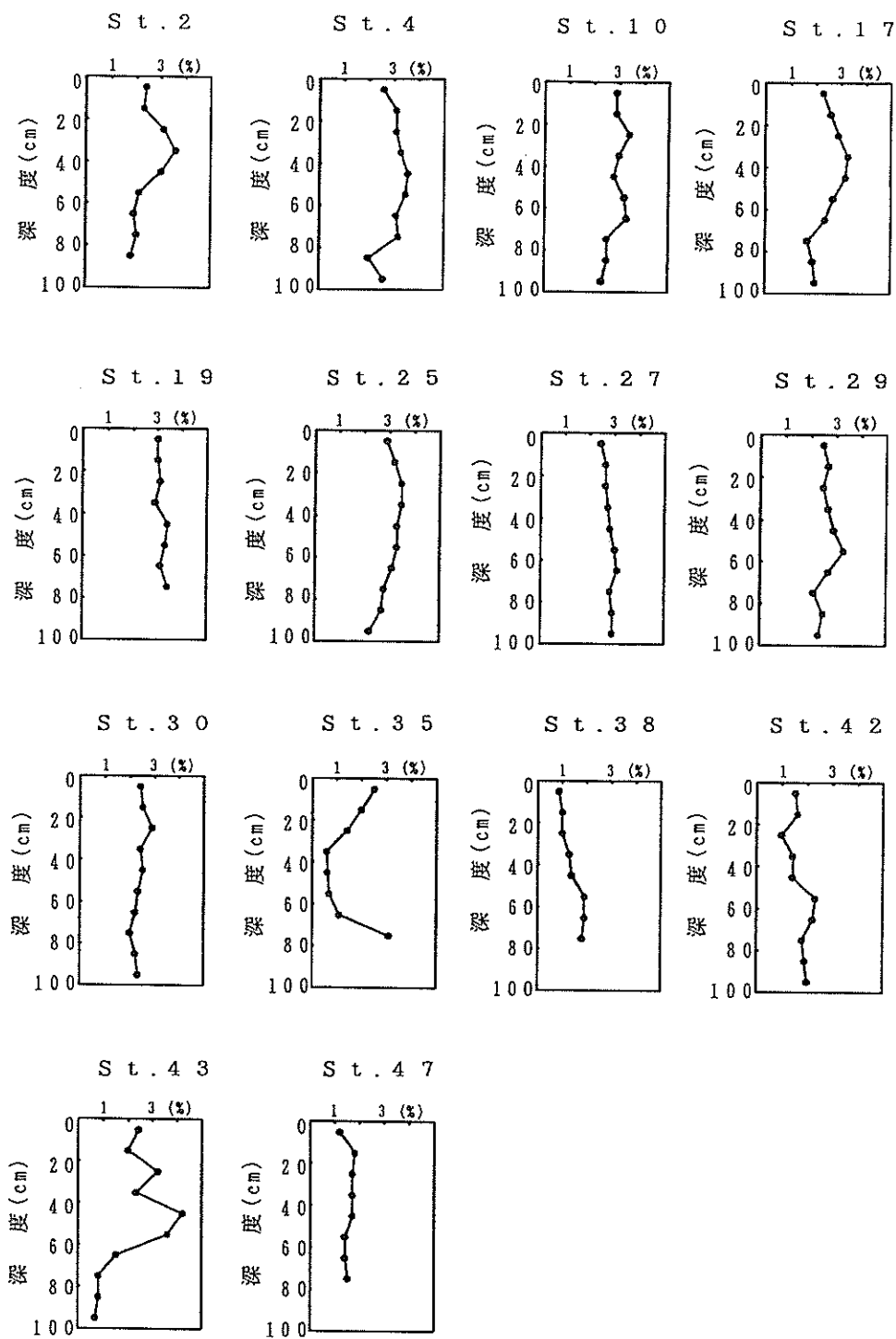


図-1-29 イオウの深度分布

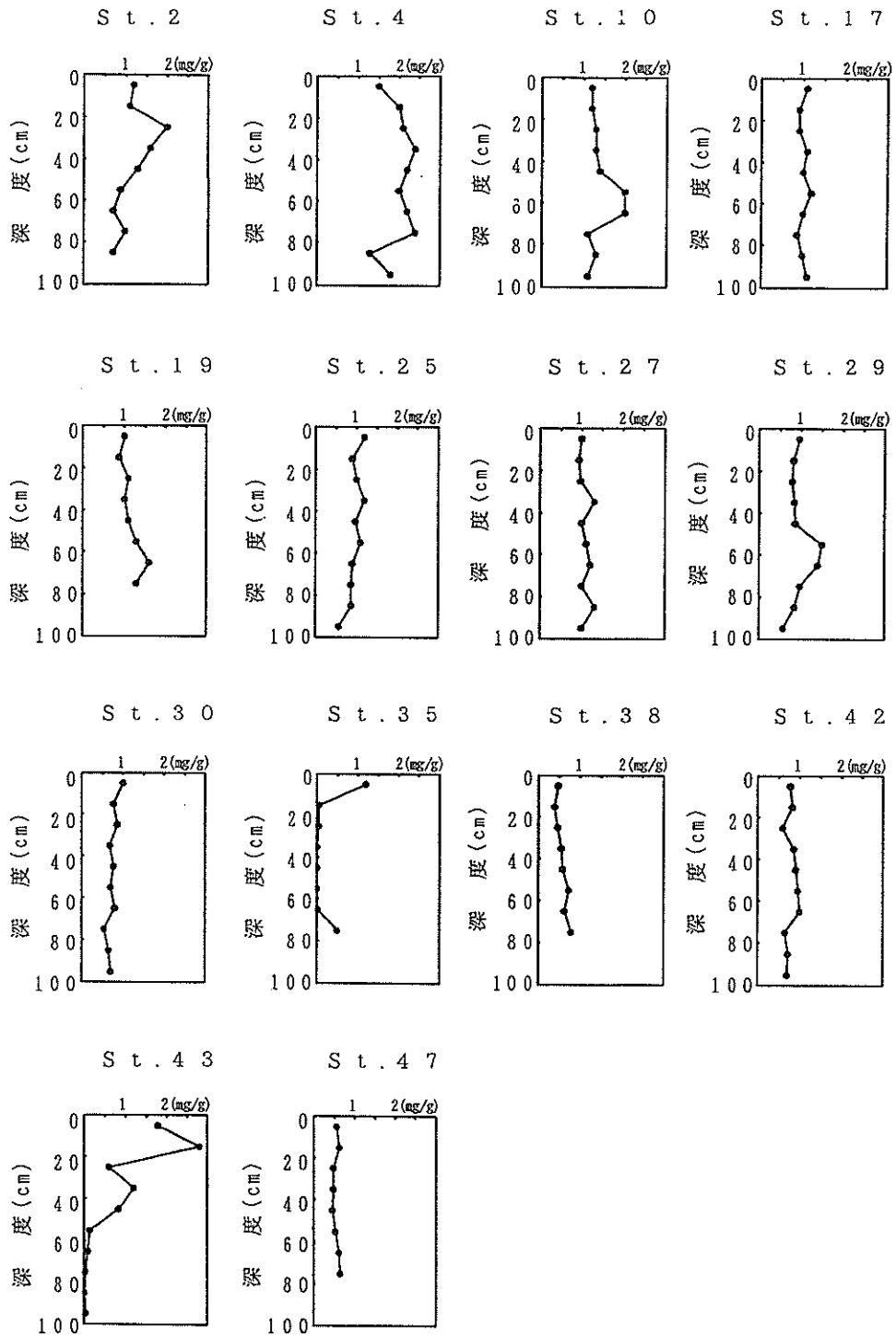


図-1-30 リンの深度分布

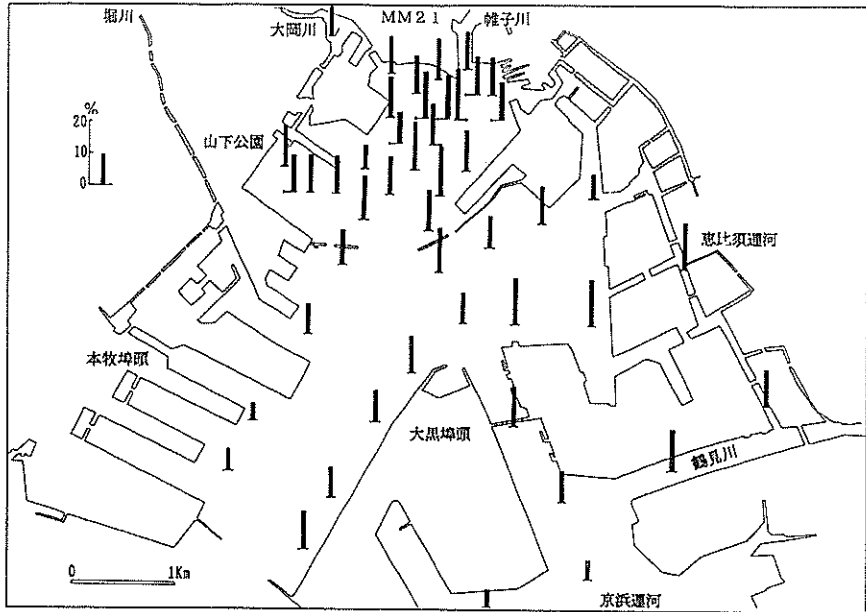


図-1-31 強熱減量の濃度分布

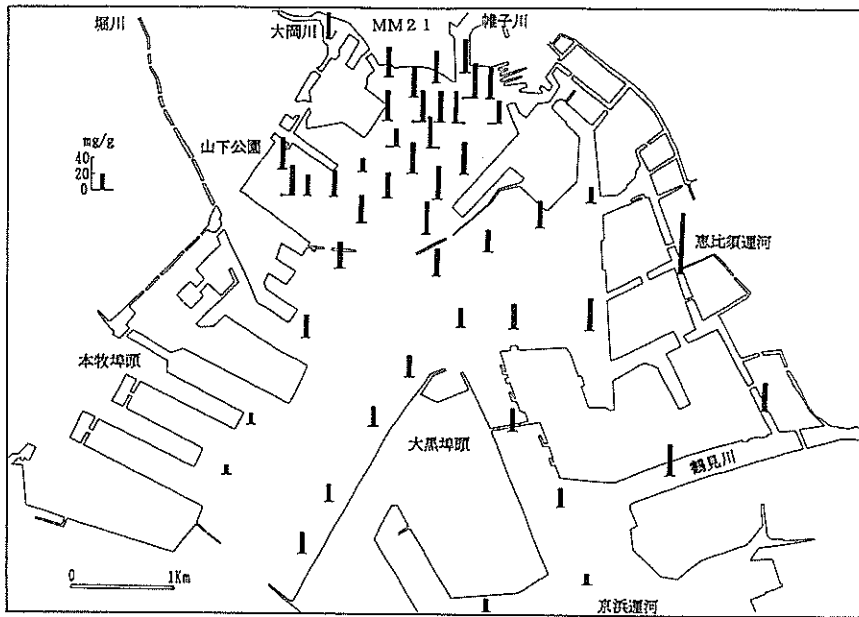


図-1-32 全炭素の濃度分布

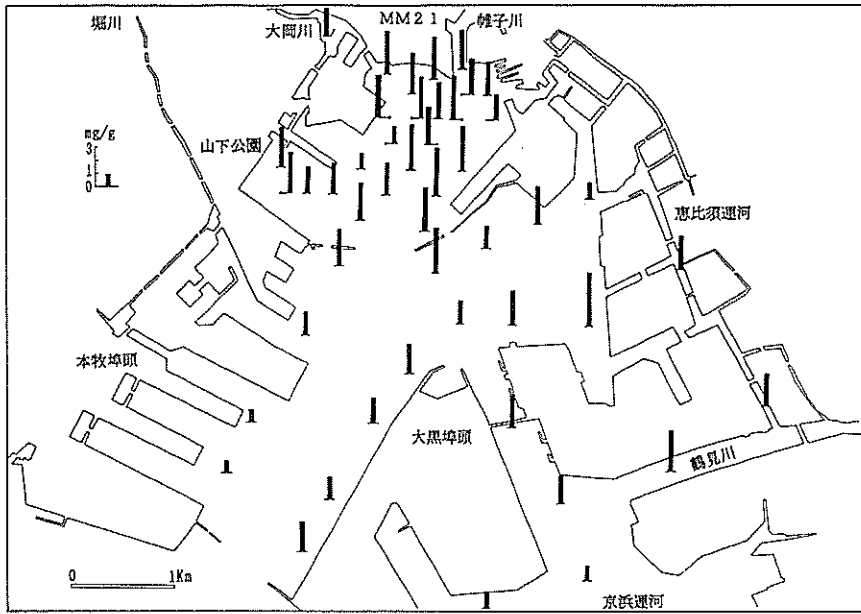


図-1-33 全窒素の濃度分布

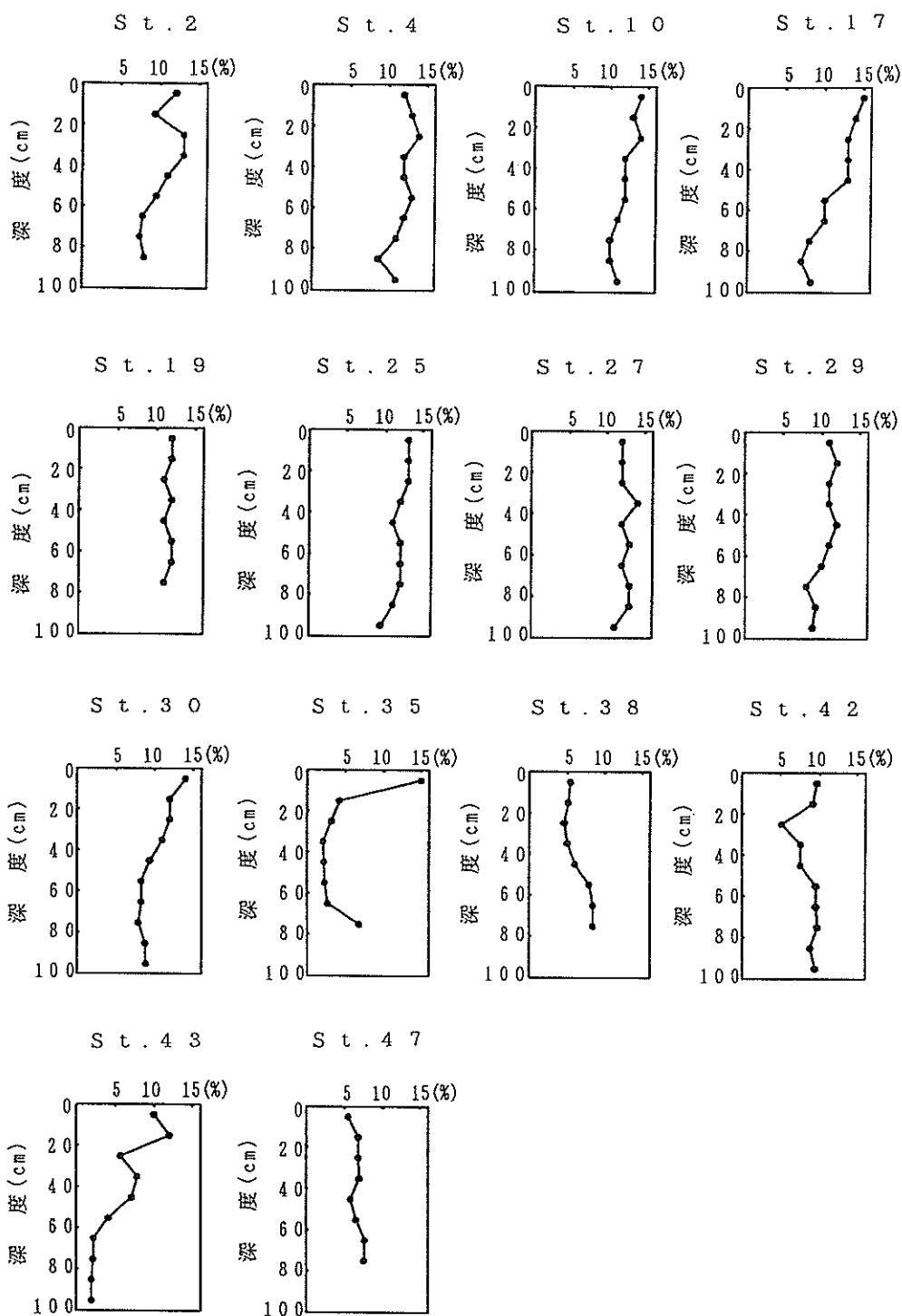


図-1-34 強熱減量の深度分布

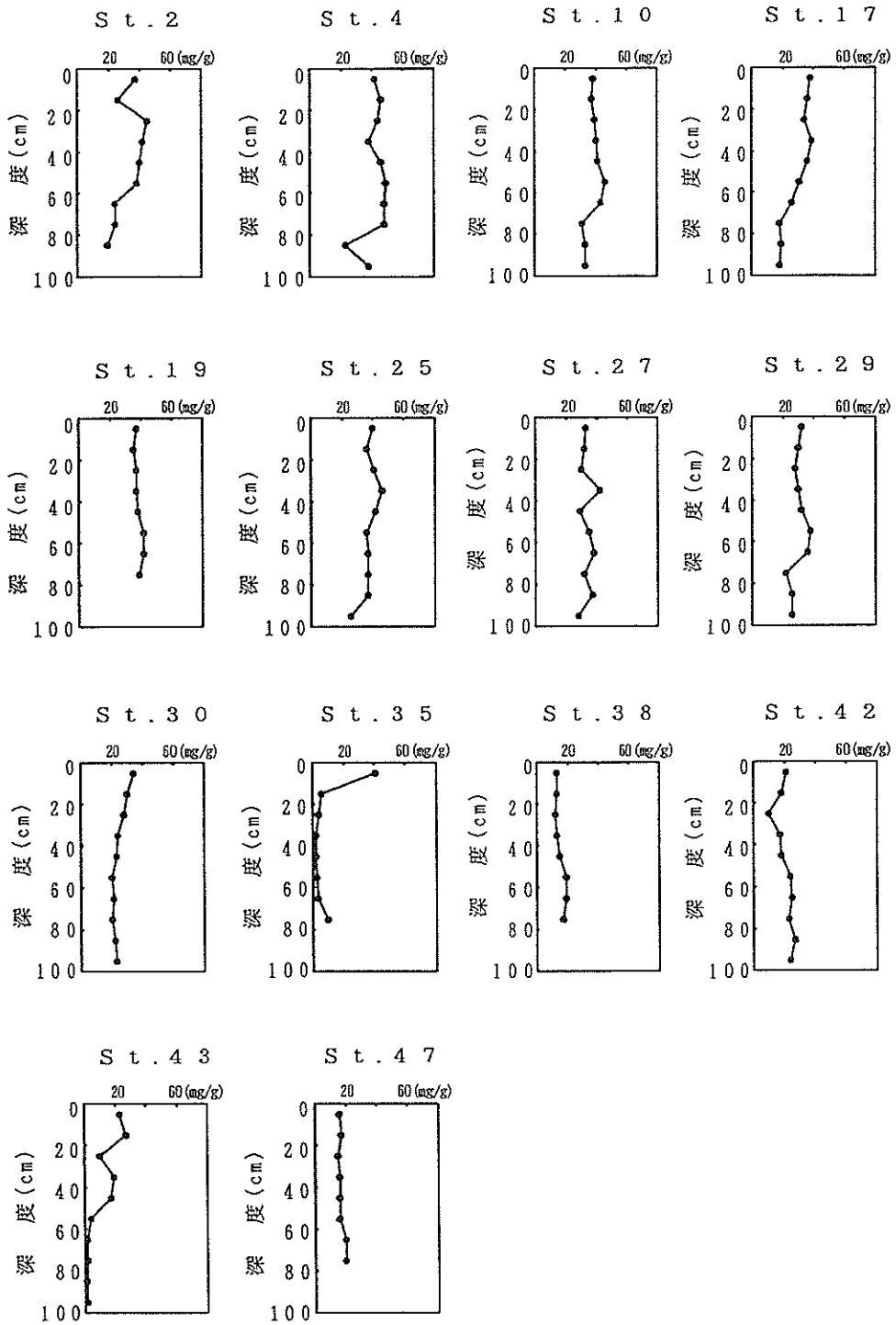


図-1-35 全炭素の深度分布

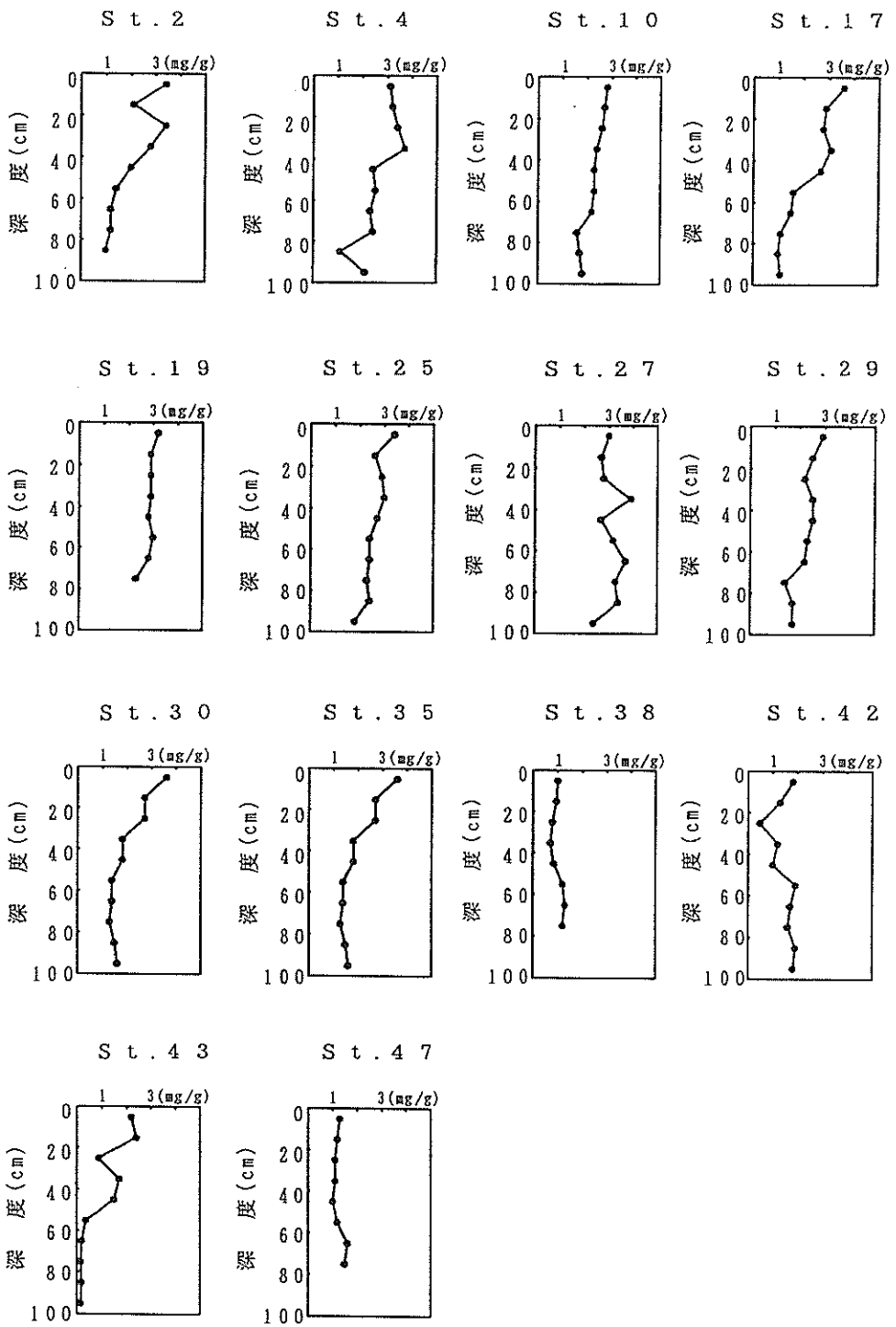


図-1-36 全鹽素の深度分布

1-3 河口からの距離による減衰

重金属の濃度分布の特徴として、河口からの距離とともに減少する傾向が認められた。伊藤⁹⁾は名古屋港において底質中重金属濃度を河口からの距離の指数関数で表している。今回は重金属の負荷が大きい帷子川を対象としてこれを適用した。帷子川の河口としてはSt.4であるが、この付近は1984年に浚渫工事が実施され、周辺に比較して低濃度となっている。そのため基準点としては不適当なため、周辺地点で重金属濃度が最大値を示したSt.7を基準点とした。対象地点としては港内の潮流に沿ったSt.5、6、8、9、10、11、12、14、17、18、22、23、24、25の15地点とした。

図-1-37~40に重金属として亜鉛、銅、鉛、有機物に関する項目として強熱減量の結果を示す。亜鉛などの重金属は河口からの距離と高い相関性を示すが、強熱減量などの有機物に関する項目は河口からの距離に関わらずほとんど一定であった。これは、重金属は河川からの負荷が大きく、有機物は赤潮などの2次汚濁による寄与が大きいという堆積要因の違いによると考えられる。

また、回帰式の傾きは減衰の速さ、すなわち重金属の場合は主に吸着のしやすさを示している。成瀬¹⁰⁾は懸濁物質への重金属イオンの親和力が $Pb \geq Cu > Zn$ の順、底泥へは $Cu \geq Pb >$ の順であると報告している。今回の結果は傾きの大きさが $Pb > Cu > Zn$ の順になっており、懸濁物質の順と一致していた。今回のように河口からの距離が2Km程度の場合、河川から流入する懸濁物質の挙動に近似したものと考えられる。

1-4 地区別の挙動特徴

重金属や有機物の濃度が内港地区で高く、外港地区では低いという傾向が認められるので、両地区における汚染物質の挙動の特徴について考察した。

表-1-3に地区別の強熱減量、亜鉛、イオウ、全炭素及び全窒素の相関係数を示す。その結果、外港地区は各項目間で全般的に高い相関が認められる。これに対して、内港地区では強熱減量-亜鉛、亜鉛-全窒素、イオウ-他の4項目間の相関が低くなっている。この関係を表す散布図を図-1-41、42に示す。図-1-41は亜鉛とイオウの散布図であるが、外港地区の地点は低濃度側に片寄っている。また、内港地区の地点で()でくくった点が全体から外れているため除外すると、相関係数 $r = 0.697$ という高い相関性を示した。外港地区の回帰直線はほぼ原点を通り、亜鉛とイオウが非常に類似した挙動をしていると考えられる。

表-1-3 地区別の相関係数

	I. L.	Zn	S	T-C	T-N
I. L.		0.633	0.674	0.899	0.907
Zn	0.398		0.828	0.748	0.549
S	0.363	0.491		0.761	0.679
T-C	0.669	0.621	0.375		0.940
T-N	0.770	0.357	0.389	0.885	

上段：外港地区 下段：内港地区

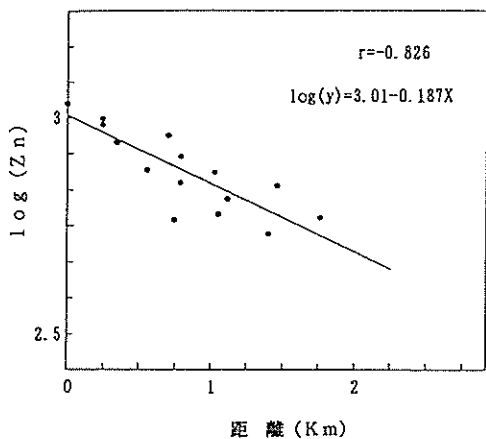


図-1-37 距離と亜鉛濃度との関係

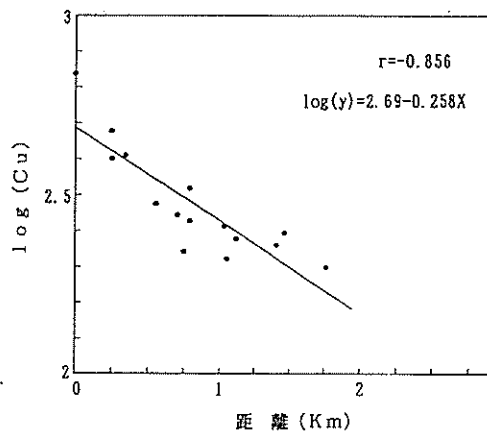


図-1-38 距離と銅濃度との関係

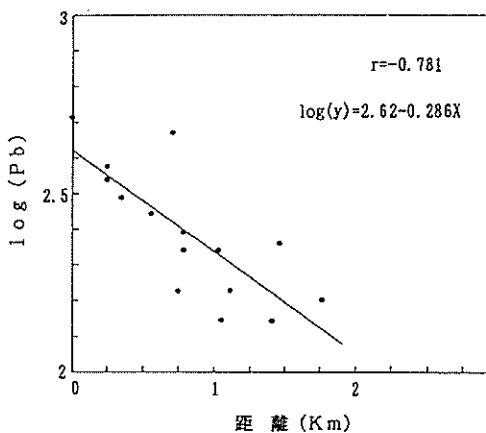


図-1-39 距離と鉛濃度との関係

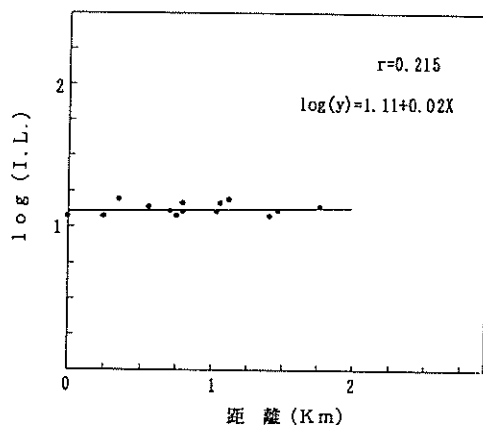


図-1-40 距離と強熱減量との関係

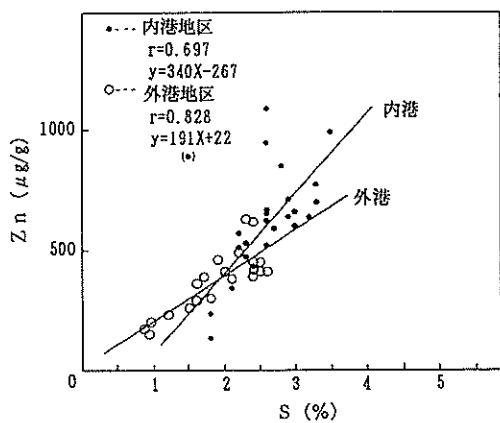


図-1-41 亜鉛とイオウの散布図

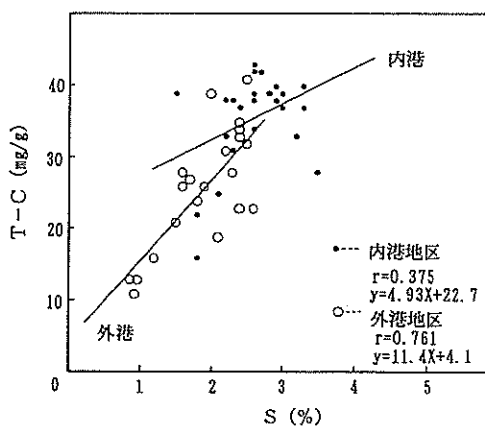


図-1-42 全炭素とイオウの散布図

これに対して、内港地区はバラツキが大きく、原点からも大きく外れている。これは内港地区は運河部で一度堆積した還元状態の進んだ底質が大雨時に再流出することなどが原因と考えられる。

図-1-42は全炭素とイオウの散布図である。外港地区の地点が低濃度側に片寄っている。内港地区の地点はバラツキが大きく相関係数も低い、外港地区は比較的高い相関を示した。全炭素とイオウの挙動を直接的に結び付けて考えるのはむずかしいが、一般的に有機性汚濁が進行すると底質も酸化状態から還元状態へと向かうことが考えられ、全炭素とイオウの相関が高くなったと考えられる。

以上のことから、内港地区は河川からの影響が大きい汽水域として複雑な環境条件下にあり、外港地区は運河部を除けば比較的単純な系であると考えられる。

1-5 粒度組成と重金属・有機物濃度との関係

1-5-1 相関係数

底質中の鉛や亜鉛などの重金属濃度、及び全炭素や強熱減量などの有機物汚染の指標項目と粒度組成との間には密接な関係があるとする報告がみられる^{11,12)}。そこで、重金属濃度、有機物濃度と粒度組成との関係について考察する。

表-1-4に粒度関係の項目と汚染指標となる重金属、有機物との相関係数を示す。なお、粒度関係の項目として、シルトと粘土分を合わせた値を微細泥率とした。また、統計的な処理を行うにあたって、異常値の棄却条件を平均値±(標準偏差の3倍)とし、この範囲からはずれたSt.2、13、31、38、46、47の6地点を削除し、残りの41地点のデータを解析に用いた。項目別にみると、メディアン径は重金属、有機物と明確な相関性は示さないが、いずれも負の相関となり微細粒子ほど重金属、有機物濃度が高いとする既存の報告と一致している。また、メディアン径は微細泥率と高い負の相関関係が認められ、シルト、粘土とも相関性は認められる。比重は強熱減量と全炭素の有機物指標と比較的高い負の相関関係を示し、その散布図を図-1-43に示す。これは比重の項で述べたように、有機物が増加することにより、底質の比重が小さくなるためである。仮に、有機物汚染が全くない状態を全炭素濃度ゼロとすると(実際には成立しないが)、切片が底質の母材となる土壤鉱物の値2.67が得られる。微細泥率は強熱減量と正の相関関係を示した。他のシルト、粘土は特に特徴ある関係は認められない。

1-5-2 粒度組成の汚染指標

多変量解析の手法である主成分分析を用い、重金属や有機物指標との関係について検討した。

① 主成分分析

主成分分析を用いた環境動態の解析、または環境汚染の総合的な評価の報告例は多数みられる^{13,16)}。そこで、重金属汚染に関連して亜鉛(Zn)、有機汚濁に関連して全炭素(T-C)、酸化還元に関連してイオウ(S)、底質の一般的な項目の強熱減量(I-L)の4項目と粒度関係の5項目、すなわち比重、メディアン径、シルト、粘土及び微細泥率を用いて主成分分析を行った。主成分分析を行うに当たって、相関係数と同様に異常値を棄却後の41試料のデータを用いた。表-1-5に分析結果を示す。累積寄与率は第1主成分で51%、第2主成分で73%となっていた。

表-1-4 相関係数

	I.L.	Zn	S	T-C	メディアン径	比重	微細泥	シルト	粘土
メディアン径	-0.51	-0.25	-0.46	-0.47	****	0.35	-0.84	-0.63	-0.74
比重	-0.51	-0.39	-0.44	-0.58	0.35	****	-0.26	-0.28	-0.15
微細泥	0.52	-0.01	0.37	0.40	-0.84	-0.26	****	0.82	0.81
シルト	0.39	-0.24	0.13	0.30	-0.63	-0.28	0.82	****	0.33
粘土	0.47	0.23	0.48	0.36	-0.74	-0.15	0.81	0.33	****

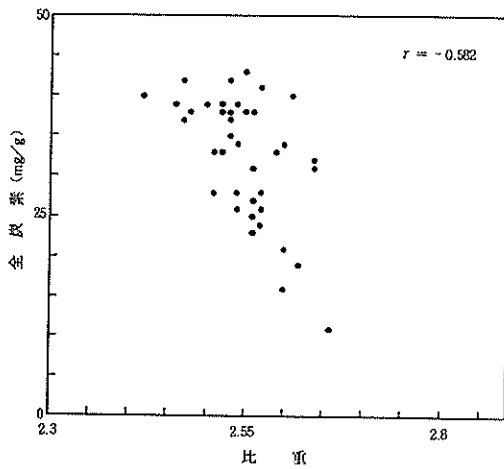


図-1-43 全炭素と比重の散布図

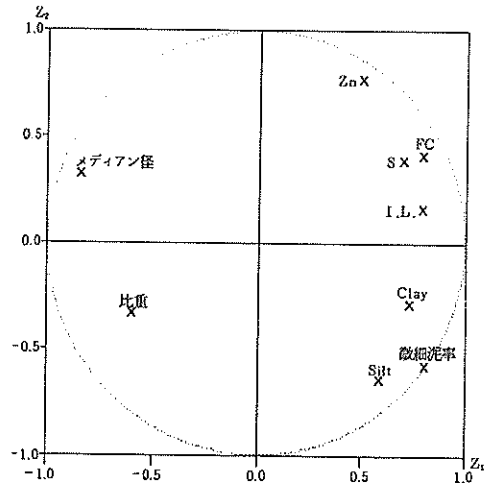


図-1-44 因子負荷量

② 因子負荷量

各項目間の関係を明確にするため、図-1-44に第1主成分と第2主成分の因子負荷量を座標上に表したものを示す。まずひとつのグループとしてはT-C・S・I-Lがある。これは主として有機汚濁に関連した項目と考えられる。T-Cは当然であるが、I-Lも完全に有機物のみの指標とは言えないが、一般的に有機物含量に近似している項目に扱われている。Sは酸化還元状態に関連した項目であるが、有機汚濁との関連で考えると、有機汚濁が進んだ水域では底質中にも有機物が多量に存在し、バクテリアなどの分解作用により底質中の酸素は消費され嫌気状態になり、嫌気性細菌である硫酸還元菌も繁殖し、底質中のS分が増加するためと考えられる。これと少し離れてZnが位置しており、この4項目はいずれも汚染の指標となる項目である。粒度関係の項目はこれらとは離れて位置し、微細泥率、シルト及び粘土はひとつのグループを形成している。この3項目はいずれもある粒径範囲の値であり、内容的には類似したものである。メディアン径と比重はこれらとは内容的に異なるものである。このように、横浜港においては粒度関係の項目は汚染指標となるZnやT-Cなどとは、汚染指標としての位置づけはやや異なると考えられる。これは、底質の粒度関係の項目は先にも述べたが、海底の地形や海流の流向・流速などの物理的な要因に直接的に関係する、物理的な値であることなどが理由と推察される。

表-1-5 主成分の固有値、
因子負荷量及び寄与率

主成分	Z1	Z2	Z3
固有値	4.613	1.980	0.951
強熱減量	0.798	0.165	-0.226
Zn	0.502	0.773	0.220
S	0.700	0.390	0.292
T-C	0.795	0.418	-0.200
鉄イオン	-0.839	0.328	-0.153
比重	-0.595	-0.329	0.528
微細泥率	0.810	-0.569	0.070
シルト	0.588	-0.640	-0.387
粘土	0.737	-0.283	0.518
寄与率(%)	51.3	22.0	10.6

表-1-6 主成分分析結果
(第一主成分のみ)

	固有ベクトル
I.L.	0.4600
Zn	0.4282
S	0.4159
T-C	0.4761
T-N	0.4532
固有値	4.1200
寄与率(%)	82.4%

1-6 総合評価

底質の汚染を総合的に評価するため、主成分分析による解析を行った。

主成分分析に用いた項目は、重金属汚染に関連して亜鉛 (Zn) を、有機汚濁に関連して全炭素 (T-C) を、富栄養化に関連して全窒素 (T-N) を、酸化還元状態に関連してイオウ (S) を、そして底質の一般的な項目としてよく用いられる強熱減量 (I-L) の5項目とした。

解析の対象としては表層及び柱状試料のすべて164試料とした。まず先の基準による異常値の棄却を行い、St.31、St.29の50~60cm及び60~70cmの3試料が該当した。次に正規分布に近似させるためのデータ変換について検討した。データ変換の種類として平方根変換、対数変換について検討したが、無変換データが最も正規分布に近似していた。

次に、5項目の無変換データを用いた主成分分析の結果を表-1-6に示す。第1主成分の寄与率は82%と非常に高かった。そして、各地点の総合指標 (以下SPIとする) として、第1主成分スコアの算出式である次式による値を用いた。ただし、数値の大きさを一定にするための基準化を行っている。

$$SPI = \left(\sum_{i=1}^5 K_i \times ((X_i - A_{vi}) \div \sigma_i) \right) + 5$$

ただし

K_i : i項目の固有ベクトル

X_i : i項目のX地点の値

A_{vi} : i項目の平均値

σ_i : i項目の標準偏差

なお5を加算したのは数値の比較をしやすくするためである。

この結果をもとに、視覚的にわかりやすい底質汚濁マップを作成した。

先に求めたSPIの統計量は、最大値8.17、最小値0.28、平均値5.0(5を加算しているため)、標準偏差2.0であった。平均値と標準偏差はデータを基準化しているため、このような値となる。そこで1ランクの幅を標準偏差の値に設定すると、5ランクに分級することができる。すなわち、0~2、2~4、4~6、6~8、8~10の5段階である。SPIの値が大きくなると汚染度が大きくなるので、このランク付で作成した底質汚濁マップを図-1-45、46に示す。なお調査を実施していないメッシュについては双一次補間による内挿法によって求めた値を用いた。

図-1-45は表層試料の結果で、内港地区の汚染度が高く、外港地区では内港地区からの出口付近及び鶴見川の河口部の汚染度が高くなっている。

図-1-46は深度別に表したもので、汚染度の最も高いランクは表層部ではなく30~60cmに現れている。また、下層部においても内港地区の方が汚染度が高い。

次にSt.2における底質柱状試料は、鉛-210を用いた年代測定(4-2章を参照)で、各深度における年代を把握しているので対比させた。堆積年代として60cm以深は1950年以前の人為的汚染のほとんどなかった時代のものであるが、SPIは2~4のランクを示した。SPIが0~2のランクとなっているのはSt.35の10~70cm層、St.38の0~30cm層とSt.43の60~100cm層であり、外観と対比させるといずれも砂質となっている部分であった。これらのことから、SPIが0~2のランクは砂質または人為的影響を受けていない状態であり、2~4は人為的影響を受けているものの汚染度は高くない状態と言える。そして4~6、6~8と汚染度が高くなっていき、8以上の状態は表層部では現れておらず、1970年代の水質汚濁の最も激しかった時代の、その中でも汚染が激しかった地域の状態であると考えられる。

文献

- 1) 運輸省京浜港工事事務所資料。
- 2) 横浜市港湾局港湾工事事務所資料。
- 3) 横浜港埠頭公社資料。
- 4) 環境庁水質保全局：底質調査方法，昭和63年。
- 5) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討，横浜市公害研究所報，8，103-110(1983)。
- 6) 八木健三：鉱物，東海大学出版社，東京，(1976)。
- 7) 徳永修三：汚染底質の特性，水処理技術，30(8)，447-455(1989)。
- 8) 桑原連：砂泥域の水質・底質環境，水産土木，21(2)，53-60(1985)。
- 9) 伊藤和男：河口から沿岸沖への底質中重金属の分布に見られる規則性に関する考察，名古屋市公害研究所報，10，45-50(1980)。
- 10) 成瀬洋児，安藤良，土山ふみ，杉山博夫：市内河川の重金属汚染について(第3報) -懸濁物質への重金属の吸着について-，名古屋市公害研究所報，9，47-50(1979)。
- 11) 奈良忠明，野田正志，工藤精一：粒度組成からみた湖沼底泥の重金属及び有機物の挙動，青森県公害センター所報，8，47-54(1987)。

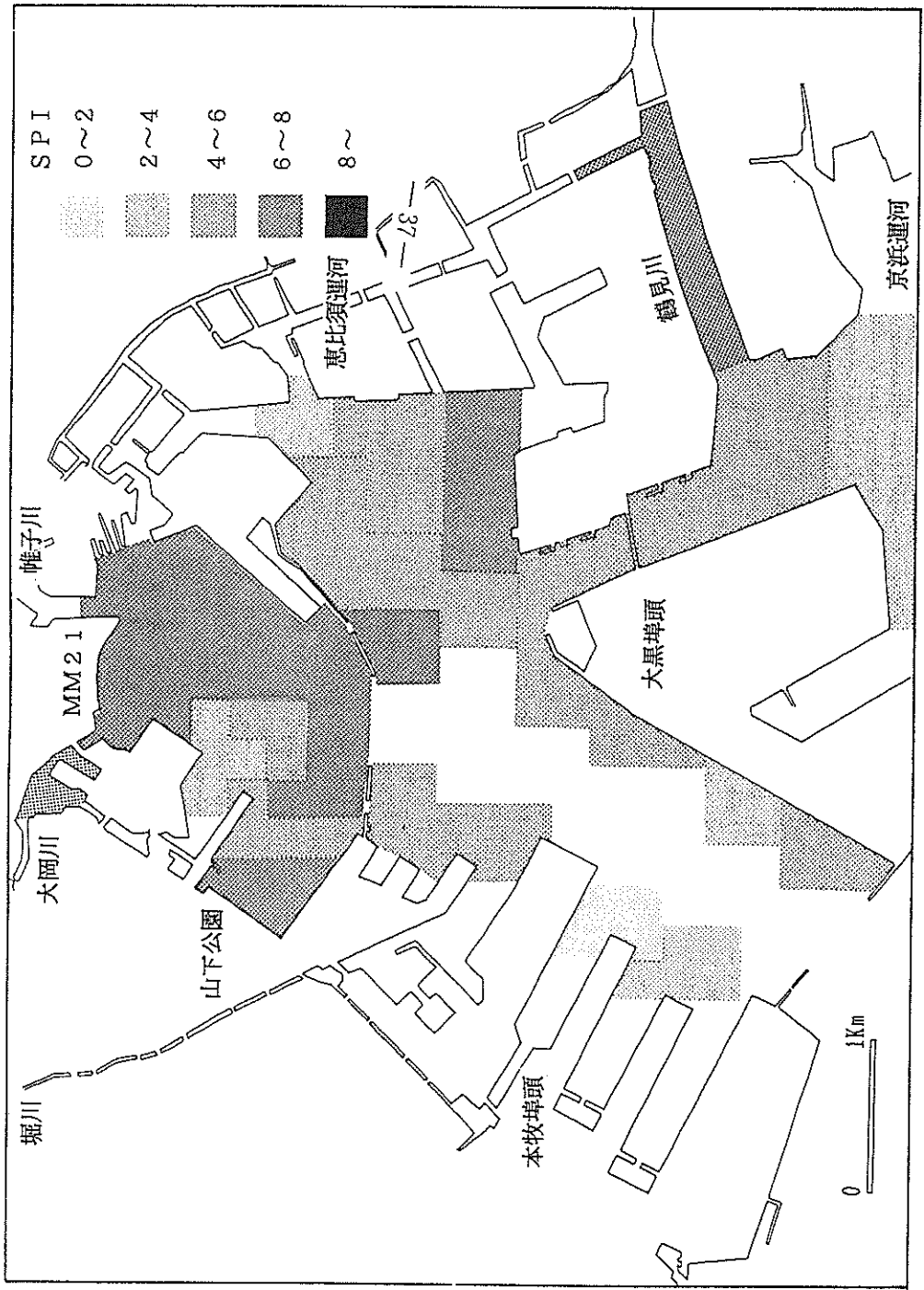
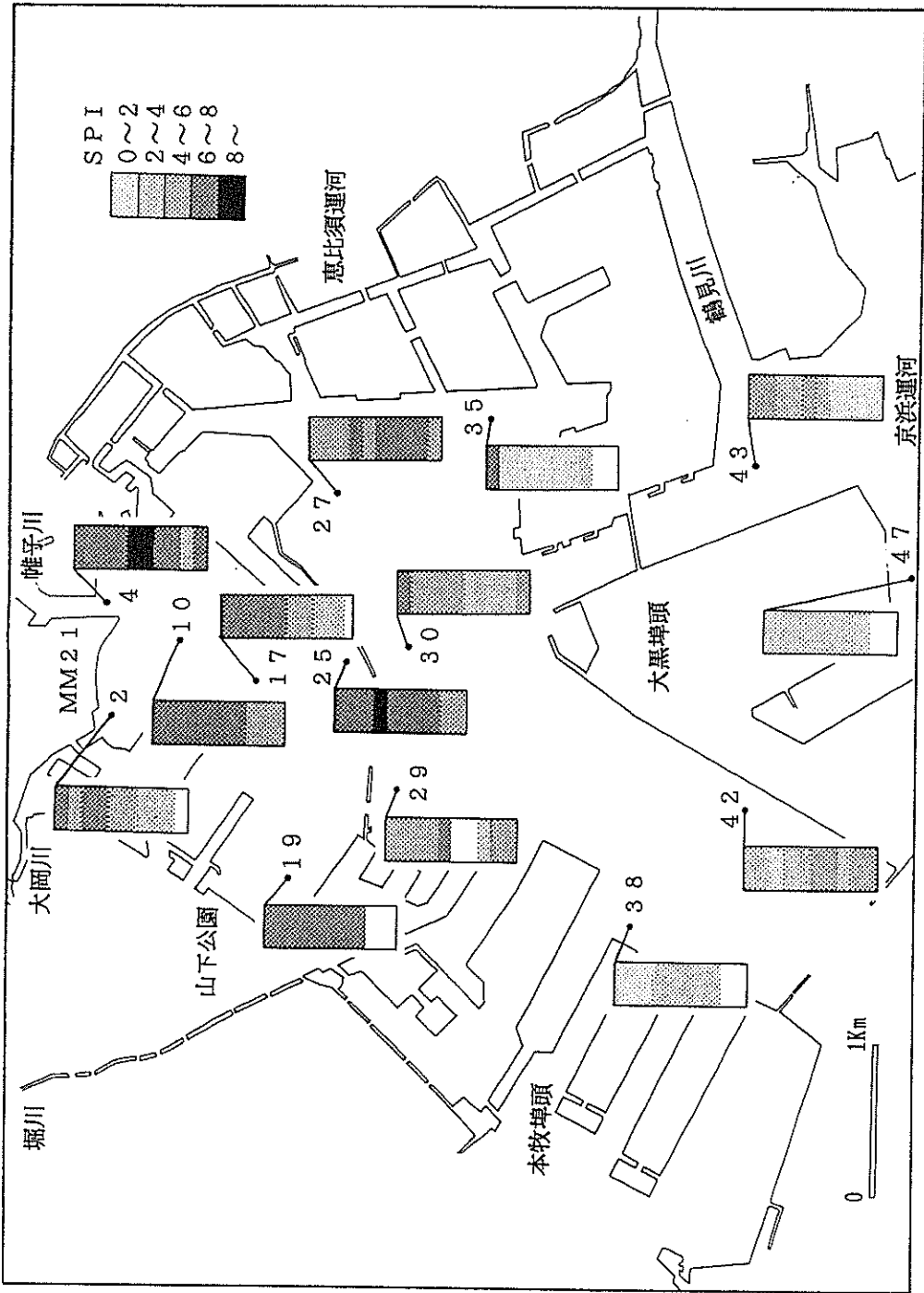


図-1-45 底質汚濁マップ (表層)



図一1—46 底質汚濁マップ (深度別)

- 12) 深沢均, 橋本圭司: 浜名湖の底質調査, 静岡県衛生環境センター報告, 29, 203-215(1986).
- 13) 都市河川底質の現状について, 富山県公害センター所報, 8, 126-132(1979).
- 14) 千葉県水質保全研究所, 印旗沼底質調査報告書, 117-130(1976).
- 15) 二宮勝幸: 横浜市沿岸域及び沖合域の水質変動特性, 横浜市公害研究所報, 14, 105-120(1990).
- 16) 岡敬一, 吉見洋, 井口潔, 小森谷広子: 総合水質指標による神奈川県内河川水質の解析, 水質汚濁研究, 6(6), 407-413(1983).

付表一 1-1 (1) 底質分析結果 (表層部)

ST. No.	I.L. %	Zn μg/g	Cu μg/g	Pb μg/g	Ni μg/g	Cr μg/g	P μg/g	S %	Sr μg/g	Ti μg/g	Mn μg/g	K %	Ca %	T-C mg/g	T-N mg/g	MED μm	比重	微細泥率 %	シルト %	粘土 %
1	9.4	580	210	260	37	75	1600	2.2	200	3600	440	1.4	1.8	1.8	2.2	17.1	2.59	70.7	45.8	24.9
2	12	440	190	130	35	40	1200	2.4	160	3200	380	1.5	1.4	3.7	3.4	15.9	2.57	82.3	77.2	5.1
3	13	610	260	250	46	63	1800	3.0	160	3900	420	1.3	1.0	3.9	3.3	8.8	2.46	87.3	52.8	34.5
4	12	680	350	230	48	97	1500	2.6	160	3900	390	1.5	1.1	4.2	3.1	8.8	2.53	82.6	46.7	35.9
5	12	520	220	170	44	66	2000	2.2	160	4500	450	1.3	1.0	3.8	3.2	8.3	2.53	87.4	50.1	37.3
6	12	960	400	350	57	150	1600	2.6	170	4100	460	1.4	1.1	4.3	2.8	6.8	2.55	79.6	36.5	43.1
7	12	1100	690	520	43	130	1400	2.6	180	3500	530	1.4	1.2	3.8	2.6	17.5	2.55	60.8	31.9	28.9
8	13	710	260	220	48	87	1300	3.3	150	3400	440	1.5	1.0	3.7	3.4	6.1	2.53	86.3	41.3	45.0
9	15	660	270	220	48	99	1700	2.6	150	3700	440	1.5	1.0	3.8	3.2	9.4	2.52	80.3	45.6	34.7
10	14	720	300	280	52	100	1200	2.9	160	3400	450	1.6	1.0	3.8	2.8	9.0	2.56	78.4	41.6	36.8
11	16	860	410	310	49	120	1500	2.8	150	3600	410	1.5	0.9	3.9	3.4	8.2	2.50	80.4	42.9	37.5
12	12	1000	480	380	52	150	1200	3.5	160	3700	390	1.4	1.0	2.8	1.9	10.0	2.54	73.4	37.8	35.6
13	10	240	72	230	35	23	1600	1.8	240	3400	450	1.7	2.5	22	1.3	6.5	2.69	92.6	49.0	43.6
14	13	800	280	470	56	120	880	1.5	180	4000	450	1.4	1.3	3.9	2.9	13.1	2.54	64.9	32.2	32.7
15	13	630	240	180	45	75	1700	2.6	200	3400	600	1.4	2.0	3.9	3.1	24.5	2.52	57.5	31.5	26.0
16	7.6	140	41	42	33	17	590	1.8	170	3600	450	1.8	1.4	1.6	1.2	7.1	2.60	89.3	48.3	41.0
17	15	540	210	140	44	70	1100	2.3	160	3400	470	1.6	1.1	3.8	3.6	10.0	2.48	84.8	57.6	27.2
18	13	780	330	250	50	97	1300	3.3	150	3300	380	1.5	0.9	4.0	3.5	8.8	2.42	74.7	37.1	37.6
19	12	870	240	210	54	100	1000	3.0	150	3500	480	1.6	1.0	3.7	3.2	9.2	2.47	79.7	43.3	36.4
20	12	330	130	90	38	58	1500	2.1	170	3400	440	1.6	1.3	2.5	2.0	10.5	2.56	74.3	41.2	33.1
21	12	650	210	220	46	100	1100	3.2	140	3300	440	1.7	1.0	3.3	2.4	6.8	2.52	84.9	42.5	42.4
22	12	480	230	140	43	64	1300	2.3	170	3300	510	1.6	1.4	3.1	2.5	9.8	2.56	75.3	41.3	34.0
23	16	600	240	170	48	81	1400	2.7	150	3300	450	1.5	1.1	4.1	3.8	7.0	2.47	85.6	45.4	40.2
24	14	530	200	160	45	66	1100	2.6	150	3300	440	1.6	1.0	3.4	2.9	5.9	2.64	87.7	42.9	44.6
25	13	650	250	230	55	79	1200	2.9	160	3600	490	1.6	1.2	4.0	3.4	7.4	2.61	88.2	47.7	40.5
26	7.8	390	130	110	40	72	960	2.1	180	3500	440	1.5	1.4	1.9	1.3	27.5	2.62	56.8	34.2	22.6
27	12	460	160	140	38	68	1000	2.4	170	3800	400	1.6	1.2	3.3	3.0	9.8	2.51	80.1	46.2	33.9
28	10	470	160	180	45	78	1200	1.9	190	3500	460	1.5	1.6	2.6	1.8	65.4	2.57	48.6	27.2	21.4
29	11	420	140	120	52	63	960	2.5	160	3300	460	1.5	1.2	3.2	2.9	9.6	2.64	78.6	42.0	36.6
30	14	430	130	110	49	43	990	2.4	150	3500	420	1.6	1.0	3.4	3.6	5.9	2.60	93.7	48.2	45.5
31	15	1000	400	530	67	170	2100	4.5	190	4200	300	1.1	1.8	7.6	2.7	17.4	2.39	64.7	39.3	25.4
32	10	640	290	240	42	88	1000	2.3	180	3600	610	1.5	1.8	2.8	1.9	15.9	2.57	63.9	33.7	30.2
33	10	420	140	120	52	65	830	2.6	150	3600	520	1.7	1.1	2.3	1.9	8.5	2.56	78.1	40.0	38.1
34	15	500	170	130	43	63	1100	2.2	150	3300	430	1.6	1.0	3.1	2.8	5.6	2.64	89.5	42.7	46.8
35	15	460	150	120	46	50	1200	2.5	150	3200	370	1.5	1.0	4.1	4.4	8.9	2.57	83.5	56.1	27.4
36	12	400	130	92	41	75	1100	1.7	170	3500	490	1.6	1.4	2.7	2.4	9.4	2.56	79.5	43.1	36.4
37	12	630	230	130	57	110	2600	2.4	160	4700	470	1.2	1.1	3.5	2.6	18.0	2.53	64.6	39.2	25.4
38	5.4	180	47	22	32	19	480	0.9	240	3100	480	1.2	2.0	1.3	1.0	104.0	2.56	29.4	15.3	30.3
39	10	310	93	64	40	34	970	1.8	180	3200	550	1.6	1.5	2.4	2.0	13.6	2.57	73.3	43.0	30.3
40	13	370	130	98	41	48	1300	1.6	170	3500	420	1.4	1.4	2.8	2.6	10.9	2.51	74.0	41.2	32.8
41	6.9	160	53	31	26	12	890	0.9	210	3500	500	1.2	1.7	1.1	0.9	80.5	2.66	37.9	24.2	13.7
42	9.7	270	79	100	34	32	780	1.5	190	3400	730	1.5	1.7	2.1	1.8	11.9	2.60	78.7	47.6	31.1
43	10	400	160	92	47	72	1800	2.4	170	4400	520	1.3	1.1	2.3	2.2	10.6	2.56	77.9	46.9	31.0
44	13	420	180	82	52	58	2500	2.0	150	4900	500	1.3	0.8	3.9	3.3	10.0	2.46	86.6	55.4	31.2
45	12	300	91	74	38	23	1200	1.6	180	3300	590	1.6	1.5	2.6	2.4	9.7	2.54	83.3	49.3	34.0
46	6.1	210	74	43	26	21	1100	1.0	200	3100	540	1.2	2.0	1.3	1.2	101.0	2.63	35.3	18.4	16.9
47	5.5	240	67	41	23	42	560	1.2	200	3000	390	1.2	1.3	1.6	1.3	122.0	2.64	28.8	14.4	14.4

付表-1-1-1 (2-1) 底質分析結果 (柱状試料)

St. No.	深度	I.L. %	Zn μg/g	Cu μg/g	Pb μg/g	Ni μg/g	Cr μg/g	P μg/g	S %	Sr μg/g	Ti μg/g	Mn μg/g	K %	Ca %	T-C mg/g	T-N mg/g
St. 2	0~10cm	12	440	190	130	35	40	1200	2.4	160	3200	380	1.5	1.4	37	3.4
	10~20cm	9.3	310	130	95	39	34	1100	2.3	170	3700	500	1.6	1.6	26	2.1
	20~30cm	13	610	250	200	46	74	2000	3.1	170	4100	440	1.3	1.2	45	3.4
	30~40cm	13	740	280	220	52	100	1600	3.6	160	3600	470	1.4	1.2	42	2.8
	40~50cm	11	480	180	190	47	87	1300	3.0	180	3800	490	1.7	1.3	40	2.0
	50~60cm	9.5	210	84	130	39	19	880	2.1	190	3600	460	1.8	1.5	38	1.4
	60~70cm	7.8	140	46	54	44	12	710	1.9	190	3600	460	2.0	1.6	24	1.2
	70~80cm	7.4	110	35	24	37	12	980	2.0	250	3400	480	1.9	2.1	24	1.2
80~90cm	8	100	35	30	30	10	710	1.8	200	3700	470	1.9	1.5	19	1.0	
St. 4	0~10cm	12	680	350	230	48	97	1500	2.6	160	3900	390	1.5	1.1	42	3.1
	10~20cm	13	880	400	300	51	130	2000	3.1	160	4000	380	1.4	1.2	46	3.2
	20~30cm	14	890	390	290	50	120	2100	3.3	180	3900	400	1.3	1.0	44	3.4
	30~40cm	12	1000	360	350	58	220	2400	3.3	180	4400	450	1.4	1.2	38	3.7
	40~50cm	12	1400	390	510	58	340	2200	3.6	180	4200	480	1.5	1.3	46	2.4
	50~60cm	13	1200	410	520	69	360	2000	3.5	180	4400	450	1.4	1.2	49	2.5
	60~70cm	12	1400	440	560	69	480	2200	3.1	190	4200	430	1.5	1.4	48	2.3
	70~80cm	11	1200	370	630	66	610	2400	3.2	180	4100	440	1.5	1.4	48	2.4
80~90cm	8.7	300	98	140	48	110	1300	2.0	220	3700	440	1.8	2.1	23	1.1	
St. 10	0~10cm	11	1100	340	540	67	440	1800	2.6	180	4200	500	1.5	1.4	38	2.1
	10~20cm	14	720	300	280	52	100	1200	2.9	160	3400	450	1.6	1.0	38	2.8
	20~30cm	13	760	310	250	49	98	1200	2.9	150	3600	450	1.6	1.0	37	2.7
	30~40cm	14	880	350	350	65	150	1300	3.4	160	3600	470	1.6	1.1	39	2.6
	40~50cm	12	1000	500	500	65	200	1300	3.0	160	3800	450	1.6	1.1	40	2.4
	50~60cm	12	890	530	530	67	220	1400	2.8	180	3600	460	1.7	1.2	41	2.3
	60~70cm	12	880	590	590	60	230	2000	3.2	200	3700	520	1.6	1.4	46	2.3
	70~80cm	11	830	540	540	61	260	2000	3.3	180	3600	460	1.7	1.3	43	2.2
80~90cm	10	280	180	180	47	29	1100	2.5	170	3500	450	1.9	1.2	31	1.6	
St. 17	0~10cm	11	260	200	200	47	16	1300	2.5	190	3600	440	1.8	1.2	33	1.7
	10~20cm	11	300	220	220	50	26	1100	2.3	160	3600	440	1.8	1.0	33	1.8
	20~30cm	15	540	210	140	44	70	1100	2.3	160	3400	470	1.6	1.1	38	3.6
	30~40cm	14	610	220	170	42	76	900	2.6	180	3500	470	1.6	1.2	36	2.9
	40~50cm	13	660	250	210	51	88	900	2.9	160	3400	490	1.6	1.1	34	2.8
	50~60cm	13	660	240	160	57	82	1100	3.3	150	3400	370	1.6	1.1	39	3.1
	60~70cm	13	780	270	210	55	110	1000	3.2	150	3600	430	1.6	1.0	36	2.7
	70~80cm	10	550	200	480	47	41	1200	2.7	210	3700	550	1.7	1.6	31	1.6
80~90cm	10	450	140	320	49	32	1000	2.4	190	3600	480	1.8	1.6	26	1.5	
St. 19	0~10cm	8.1	150	51	100	46	22	850	1.7	190	3500	460	1.9	1.6	18	1.1
	10~20cm	7	150	48	170	42	22	980	1.9	200	3500	490	1.9	1.7	19	1.0
	20~30cm	8.3	170	52	190	42	14	1100	2.0	200	3500	500	1.9	1.7	18	1.1
	30~40cm	12	670	240	200	54	100	1000	3.0	150	3600	480	1.6	1.0	37	3.2
	40~50cm	11	660	240	200	52	88	870	3.0	150	4400	460	1.6	1.0	35	2.9
	50~60cm	11	820	290	240	56	110	1100	3.1	150	4300	470	1.6	1.0	37	2.9
	60~70cm	12	820	310	260	62	100	1000	2.9	150	4300	490	1.6	1.0	37	2.9
	70~80cm	11	880	320	260	68	150	1100	3.4	150	3900	480	1.6	1.1	38	2.8
80~90cm	12	990	330	300	71	160	1300	3.3	160	3700	460	1.6	1.2	42	3.0	
St. 19	0~10cm	12	1000	370	330	75	210	1600	3.1	160	3500	490	1.6	1.3	42	2.8
	10~20cm	11	1000	410	480	76	220	1300	3.4	170	3700	460	1.6	1.4	39	2.3

付表-1-1 (2-2) 底質分析結果 (柱状試料)

St. No.	深度	I.L. %	Zn μg/g	Cu μg/g	Pb μg/g	Ni μg/g	Cr μg/g	P μg/g	S %	Sr μg/g	Ti μg/g	Mn μg/g	K %	Ca %	T-C mg/g	T-N mg/g	
St. 2.5	0~10cm	13	650	250	230	55	79	1200	2.9	160	3600	490	1.6	1.2	40	3.4	
	10~20cm	13	700	240	210	57	95	900	3.2	140	3500	390	1.6	0.9	38	2.6	
	20~30cm	13	1100	340	370	74	200	1000	3.5	150	3600	440	1.6	1.1	41	2.9	
	30~40cm	12	1200	410	430	90	280	1200	3.5	160	3900	440	1.6	1.1	46	3.0	
	40~50cm	11	1100	340	440	70	190	970	3.3	160	3900	450	1.7	1.1	42	2.7	
	50~60cm	12	650	250	360	48	110	1100	3.3	170	3800	480	1.7	1.3	36	2.4	
	60~70cm	12	610	200	350	44	120	900	3.1	170	3700	450	1.7	1.3	37	2.4	
	70~80cm	12	540	180	300	52	46	870	2.8	180	3700	430	1.8	1.4	37	2.3	
	80~90cm	11	480	160	270	58	46	880	2.7	160	3700	450	1.8	1.2	37	2.4	
	90~100cm	9.4	280	110	140	49	27	580	2.2	170	3800	490	1.8	1.3	26	1.8	
	St. 2.7	0~10cm	12	460	160	140	38	68	1000	2.4	170	3800	400	1.5	1.2	33	3.0
		10~20cm	12	450	160	150	37	75	940	2.6	160	3600	400	1.5	1.3	32	2.7
20~30cm		12	500	170	140	37	71	980	2.6	160	3600	410	1.6	1.3	30	2.8	
30~40cm		14	540	180	150	36	82	1300	2.7	230	3200	340	1.3	2.8	42	3.9	
40~50cm		12	480	160	150	39	85	1000	2.8	160	3800	420	1.5	1.1	29	2.7	
50~60cm		13	520	170	150	45	73	1100	3.0	160	3400	310	1.4	1.4	35	3.2	
60~70cm		12	560	190	170	50	74	1200	3.1	200	3300	330	1.4	2.0	38	3.7	
70~80cm		13	520	180	150	47	71	1000	2.8	180	3400	380	1.4	1.7	32	3.3	
80~90cm		13	560	180	150	46	49	1300	2.9	190	3300	350	1.4	1.9	37	3.4	
90~100cm		11	320	170	140	57	80	1000	2.9	160	3800	370	1.5	1.2	28	2.4	
St. 2.9		0~10cm	11	420	140	120	52	63	960	2.5	160	3300	460	1.5	1.2	32	2.9
		10~20cm	12	580	210	180	51	88	820	2.7	180	3500	490	1.6	1.3	30	2.5
	20~30cm	11	600	220	180	56	70	790	2.5	160	3500	490	1.6	1.4	28	2.2	
	30~40cm	11	690	240	220	54	100	840	2.7	160	3400	460	1.6	1.2	30	2.5	
	40~50cm	12	670	230	200	55	100	860	2.9	150	3400	400	1.6	1.1	32	2.5	
	50~60cm	11	2500	1500	1400	68	240	1500	3.3	160	4000	560	1.5	1.5	36	2.3	
	60~70cm	10	2000	1000	770	69	350	1400	2.7	180	4500	640	1.5	1.6	36	2.2	
	70~80cm	8.1	430	180	210	41	81	970	2.1	190	3600	500	1.6	1.7	22	1.4	
	80~90cm	9.3	510	180	250	47	85	840	2.5	180	3600	460	1.7	1.5	26	1.7	
	90~100cm	8.9	530	97	220	42	78	580	2.3	180	3700	430	1.5	1.4	26	1.7	
	St. 3.0	0~10cm	14	430	150	110	49	43	990	2.4	150	3500	420	1.6	1.0	34	3.6
		10~20cm	12	460	150	120	50	61	770	2.5	150	3400	460	1.6	1.1	30	2.7
20~30cm		12	470	160	120	56	59	860	2.9	140	3600	370	1.6	0.9	28	2.7	
30~40cm		11	370	130	110	46	53	680	2.4	150	3700	430	1.8	1.1	24	1.8	
40~50cm		9.4	350	120	120	49	65	770	2.5	160	3700	470	1.8	1.2	23	1.8	
50~60cm		8.3	300	110	82	49	59	700	2.3	180	3600	490	1.7	1.4	20	1.4	
60~70cm		8.3	320	100	86	44	57	800	2.2	180	3600	500	1.6	1.6	21	1.4	
70~80cm		7.9	260	91	60	44	44	530	2.0	170	3600	480	1.8	1.4	20	1.3	
80~90cm		8.8	340	120	100	46	67	650	2.2	170	3700	490	1.7	1.4	22	1.5	
90~100cm		8.9	350	120	98	47	72	700	2.3	170	3600	550	1.7	1.3	23	1.6	
St. 3.5		0~10cm	15	460	150	120	46	50	1200	2.5	150	3200	370	1.5	1.0	41	4.4
		10~20cm	4.2	120	40	18	28	10	61	2.0	200	3000	470	1.3	1.2	5.7	0.3
	20~30cm	3.2	98	29	10	26	10	50	1.4	210	2800	420	1.4	1.3	3.9	0.2	
	30~40cm	2.1	64	13	10	17	10	10	0.6	210	2400	340	1.3	1.3	2.1	0.2	
	40~50cm	2.2	68	15	10	20	10	10	0.6	200	2200	330	1.5	1.4	2.1	0.1	
	50~60cm	2.3	61	21	10	24	10	10	0.7	210	2200	290	1.5	1.4	2.6	0.2	
	60~70cm	2.7	81	23	10	25	12	26	1.1	200	2400	350	1.4	1.3	3.6	0.3	
	70~80cm	6.8	210	78	10	37	44	490	3.1	180	4000	610	1.3	1.3	1.0	0.8	

付表一 1 - 1 (2 - 3) 底質分析結果 (柱狀試料)

St. No.	深度	I.L. %	Zn μg/g	Cu μg/g	Pb μg/g	Ni μg/g	Cr μg/g	P μg/g	S %	Sr μg/g	Ti μg/g	Mn μg/g	K %	Ca %	T-C mg/g	T-N mg/g
St. 3 8	0~10cm	5.4	180	47	22	32	19	480	0.9	240	3100	480	1.2	2.0	13	1.0
	10~20cm	5.1	180	49	18	27	22	400	1.0	250	3290	450	1.0	1.8	13	1.0
	20~30cm	4.6	190	54	25	25	10	470	1.0	240	3100	450	1.1	1.9	12	0.8
	30~40cm	5	200	56	36	28	23	550	1.3	240	3300	460	1.2	2.0	13	0.7
	40~50cm	6	250	72	45	29	46	580	1.4	230	3300	480	1.2	1.9	15	0.9
	50~60cm	7.9	330	91	63	35	66	720	1.9	210	3600	530	1.3	1.5	19	1.2
	60~70cm	8.4	370	99	83	40	61	820	1.9	200	3600	550	1.3	1.7	19	1.3
	70~80cm	8.4	310	91	58	32	60	780	1.8	220	3500	540	1.2	1.8	17	1.2
St. 4 2	0~10cm	9.7	270	79	100	34	32	780	1.5	190	3400	730	1.5	1.7	21	1.8
	10~20cm	9.2	250	76	56	42	24	830	1.6	190	3500	740	1.4	1.8	18	1.3
	20~30cm	5.2	150	44	10>	35	18	600	1.0	210	3300	520	1.2	2.0	10	0.5
	30~40cm	7.6	220	67	40	38	31	860	1.4	190	3400	620	1.4	1.9	17	1.2
	40~50cm	7.6	190	64	35	34	20	910	1.4	200	3300	650	1.3	2.4	18	1.0
	50~60cm	9.6	360	120	94	47	61	960	2.3	160	4300	550	1.7	1.3	24	1.9
	60~70cm	9.6	350	120	98	51	63	1000	2.2	160	4200	540	1.7	1.2	25	1.7
	70~80cm	9.8	300	93	94	46	48	660	1.8	180	4000	630	1.6	1.3	23	1.6
	80~90cm	8.9	390	110	140	46	60	730	1.9	190	3700	710	1.7	1.5	27	1.9
	90~100cm	9.5	460	110	140	46	80	710	2.0	180	3900	640	1.7	1.4	24	1.8
St. 4 3	0~10cm	10	400	160	92	47	72	1800	2.4	170	4400	520	1.3	1.1	23	2.2
	10~20cm	12	490	200	89	55	97	2800	2.0	160	5400	540	1.1	0.9	27	2.4
	20~30cm	5.7	200	82	43	36	43	600	3.2	180	4100	800	1.5	1.6	10	0.9
	30~40cm	7.8	330	140	69	45	65	1200	2.3	170	4400	610	1.4	1.2	19	1.7
	40~50cm	7.1	320	130	95	46	73	830	4.2	160	4200	1100	1.4	1.4	17	1.5
	50~60cm	4.1	140	47	10>	29	31	140	3.6	200	3500	750	1.3	1.6	4.1	0.4
	60~70cm	2.2	82	10>	10>	21	18	91	1.5	220	2600	400	1.2	1.4	1.7	0.2
	70~80cm	2.1	67	10>	10>	15	10>	34	0.8	220	2300	280	1.5	1.6	1.8	0.2
	80~90cm	1.9	59	10>	10>	14	10>	10>	0.8	220	2400	260	1.2	1.3	1.3	0.2
	90~100cm	1.9	64	10>	10>	13	10>	34	0.7	230	2300	270	1.4	1.6	1.5	0.2
St. 4 7	0~10cm	5.5	240	67	41	29	42	560	1.2	200	3000	390	1.2	1.3	16	1.3
	10~20cm	6.8	280	96	46	29	49	630	1.8	190	3360	450	1.3	1.5	17	1.2
	20~30cm	6.8	240	80	45	34	32	480	1.7	180	3660	460	1.4	1.4	15	1.1
	30~40cm	6.9	230	75	42	38	45	480	1.7	180	3400	500	1.6	1.3	16	1.1
	40~50cm	5.8	400	87	80	45	78	460	1.7	190	3200	460	1.3	1.4	16	1.0
	50~60cm	6.5	140	54	26	37	27	530	1.4	190	3500	600	1.7	1.4	16	1.2
	60~70cm	7.6	150	63	26	42	30	620	1.4	180	3700	680	1.9	1.4	20	1.6
	70~80cm	7.5	150	56	26	43	28	650	1.5	180	3900	670	1.9	1.4	20	1.5

2. 底質汚染の変遷

2-1 はじめに

横浜港の歴史は古く、開港したのは1859年であり、現在まで132年の歴史を経て発展してきた。特に第二次世界大戦以降は経済の高度成長に伴い埋立地や埠頭などが次々と造成された。そしてその埋立地への工場進出、さらには生産量の拡大へと続き、その一方で内陸部では宅地開発が活発に行われ人口が急増した。

このように横浜港の流域は人間活動が非常に盛んであり、経済の高度成長、人口の急増に伴い、ここからの工場排水、生活排水などが直接あるいは河川を通じて横浜港に流入し、水質汚濁をもたらした。これらの流入した汚濁物質は、横浜港のような閉鎖的な水域では比較的速やかに沈降し、海底に堆積する。このように次々と順序よく堆積していった堆積物は、その堆積した時代の水域環境を記録している貴重なサンプルである。もし物理的、生物学的かく乱を受けていない底質柱状試料が採取できれば、横浜港における過去の水質汚濁の変遷を知ることも可能となる。

横浜港の水域環境に関する詳しいデータが見られるのは1972年以降、すなわち水質汚濁防止法による公共用水域水質測定が開始されてからである。これらのデータから水質汚濁の一面を知ることができるが、情報量としては少ない。しかし、底質柱状試料を多項目にわたって分析すれば、より多面的、連続的な水質汚濁の変遷について間接的にはあるが推察可能となる。底質柱状試料から水質汚濁の変遷について検討した報告¹⁾はかなりあるが、いずれも金属類のみ、化学物質のみといった分析項目をしぼった例が多い。また珪藻について行った例はほとんどみられない。そこで横浜港奥部の底質柱状試料を用いて、ZnやPbなどの金属類、油分などの有機汚濁物質、PCBなどの化学物質および珪藻について調査し、横浜港の水質汚濁の変遷について検討した。

2-2 調査方法

試料は1986年8月にダイバーにより、100mmφ塩ビパイプを用いて採取した。採取した試料は表層より10cmごとに分取して分析に供した。

2-2-1 調査地点

調査地点を図-2-1に示す。地理的には大岡川の河口前面にあたり、河口からの距離は約400m程度である。またこの付近の水深は8~9m程度で、浚渫が行われた記録はなかった。すぐ西側では現在、埋立工事が行われている。埋立事業実施年次経過概要図⁴⁾から調査地点の周辺の埠頭は1877年(明治11年)~1928年(昭和3年)の間に造成されたものである。

2-2-2 分析方法

分析方法を表-2-1に示す。また珪藻の分析は以下によった。

試料の一部をメスシリンダーに取り、蒸留水を加え、かく拌後一次プレパラートを作成し検鏡に供した。検鏡時に約400個体(細胞数)を計数し、*Skeletonema costatum*、他の海・汽水生種そして淡水生種に区分してその出現率を算出した。

底質柱状試料の堆積年代を推定するために、²¹⁰Pbをトレーサーとして用いた⁹⁾。²¹⁰Pbは半減期が22.2年であり、堆積年代測定の限界が半減期の約5倍とされているので100年程度の測定には適している。

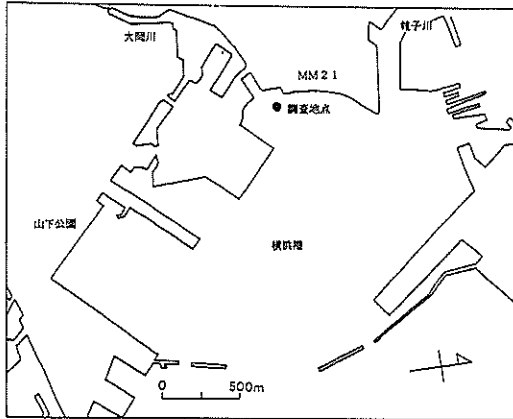


図-2-1 調査地点

表-2-1 分析方法

強熱減量 (I.L.)	: 底質調査方法 ⁵⁾
金属類	: けい光X線法 ⁶⁾
抽出物質 (Ext.)	: 酢酸エチル法 ⁷⁾
全油分 (T-Oil)	: NMR法 ⁷⁾
非極性油分 (n-Oil)	: NMR法 ⁷⁾
極性油分 (p-Oil)	: NMR法 ⁷⁾
n-Oilの寄与率	: $n-Oil / (n-Oil + p-Oil)$
全炭素 (T-C)	: CHNコーダー
全窒素 (T-N)	: CHNコーダー
PCB	: 底質調査方法 ⁵⁾
POEn	: ガスクロマトグラフ法 ⁸⁾
²¹⁰ Pb	: 低エネルギー型ガンマ線 スペクトロメトリー

PCB: Polychlorinated biphenyls

POEn: Polyoxyethylene系の非イオン界面活性剤

2-3 結果と考察

図-2-2に各項目の深度分布図を示す。また図の右側に²¹⁰Pbにより推定された堆積年代を示す。

2-3-1 金属類

底質柱状試料の金属類の調査結果は多数あり、その中には東京湾における報告⁹⁾も見られ、東京湾の中央部において23元素の測定および²¹⁰Pbを用いた堆積年代測定により、東京湾における重金属汚染の歴史を明らかにしている。それによれば、東京湾におけるZnやPbなどの重金属汚染は1950年頃より急激に進み、1970年頃にピークに達し、それ以降は減少傾向にあるとしている。図-2-2から、横浜港における結果もほぼ同様であり、1950年頃より増加し始め、1970年頃にピークに達し、その後は減少傾向を示している。この結果は水質編の横浜検疫所の水質データともほぼ一致する。

この汚染の変遷のパターンは社会経済的な状況と密接な関係がある。1950年頃は日本における経済の高度成長期のはじまりであり、それとあいまって人口の急増があり、水質汚濁が急激に進んだ時期であった。そして水質汚濁が大きな社会問題となり、公害関係諸法が施行されたのが1971年であり、その後は水質が改善されつつあることがわかる。

それでは現在の状況がどの程度に評価されるかという点、深度分布の70cm以深の部分は人為的影響がほとんどなかった時点、すなわちバックグラウンド値であり、この部分の値と比較すると、Zn、Pbとも4倍程度で、まだまだ汚染されていることがわかる。

次に、Pは主として洗剤のビルダーとして用いられ、有機性汚濁と深い関わりがある。深度分布を見ると1980年以降で減少傾向を示している。洗剤の無リン化が進められたのは1980年頃からであり、この時期とほぼ一致する。また減少の要因としては大岡川流域での下水道普及率¹⁰⁾の向上も合わさったものと考えられる。

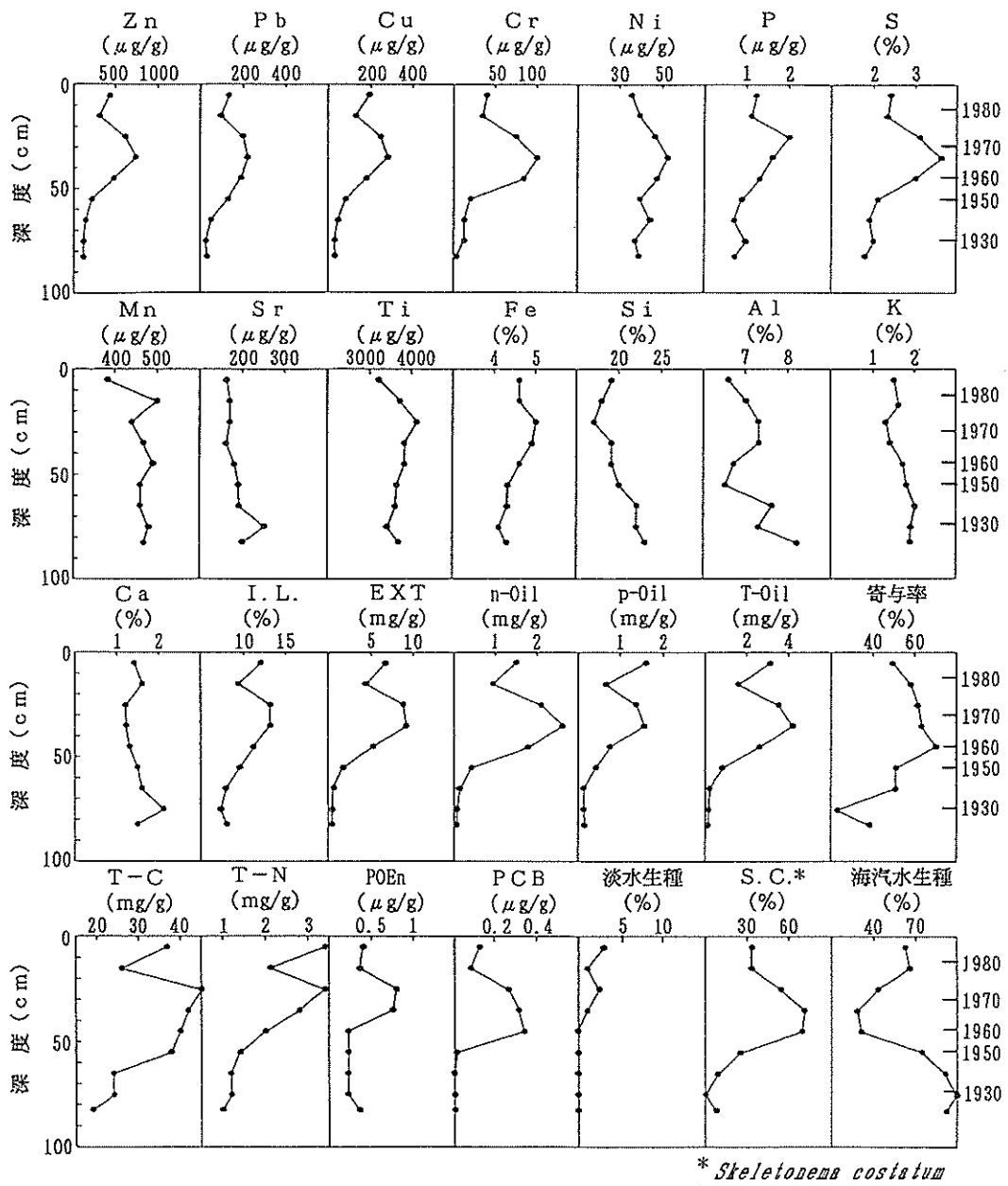


图-2-2 深度分布图

Sは重金属類と同様な深度分布を示した。これは底質中で重金属類は主に硫化物として固定されて存在する¹¹⁾ため、同様な傾向を示したと考えられる。

その他のSi、K、Srなどは地質に由来する元素であり、深度による変化はあまりなかった。

2-3-2 油分

底質中の油分は主として石油類に由来すると考えられ、報告¹²⁾によれば使用される石油類の2、3%が環境に排出されていると見積られている。その一部は直接あるいは河川などを通じて横浜港に流入し、懸濁物への吸着をへて沈降、堆積する。直鎖炭化水素は沈降過程で生物分解を受けるが、分岐アルカン、シクロアルカンなどは分解性が低く¹³⁾底質中に残留する¹⁴⁾。

図-2-2から、油分濃度も重金属類と同様で、1950年頃から増加し始め1970年頃にピークに達している。図-2-3に、日本における年度別原油消費量を示してあるが¹⁵⁾、原油消費量の推移と底質柱状試料中の油分濃度の変化はよく一致している。原油消費量がピークに達したのは1972年頃であるが、水質汚濁防止法が1971年に施行されたことを考慮すれば理解できる。

油分を形態別に比較すると、石油類の占める比率、即ちn-Oilの寄与率は1965年頃に最大値を示し、この頃は生活系由来の油分よりも石油類由来による油分の影響の方が大きかったと考えられる。またそれより上層で寄与率が減少しているのは、船舶・工場などからの直接的な石油の排出が少なくなったためと考えられる。

しかし、今後は油分の発生源として多くの人口をかかえる後背地からの影響が大きくなると考えられる。後背地からは主として降雨により、地表面などに堆積していた油分などが河川を通して海域に流入する。その油分濃度は土地利用形態により大きく異なり、居住地の4.1mg/lから駐車場の15.3mg/lまでの範囲にあるという報告がある¹⁶⁾。土地利用形態が高度化する中で底質中の油分濃度は大幅な減少を示さないと推察される。

その他の有機性汚濁の指標とされるI.L.、T-C、T-Nと油分とはほぼ同様な傾向を示し、油分の汚染と密接に関連していると考えられる。

2-3-3 化学物質

化学物質による環境汚染の代表的な例としてPCBと界面活性剤を取り上げる。

PCBはもともと自然界には存在せず、人間が新たに合成した化学物質であり、その生産、使用により環境中へ放出されてきた。底質への蓄積過程として、PCBは水中においては主として懸濁物質などに吸着して存在し¹⁷⁾、その懸濁物質が堆積して底質に移行する。PCBは生産時期と量がかかなり正確に把握されており、また分解性も低いことから、堆積年代の鍵物質とすることも可能である。図-2-4にPCBの生産量を示す¹⁸⁾。

PCBの分析例としては東京湾において伏見ら¹⁹⁾が行っており、採取地点により少し差があるものの1950~1960年頃からPCB汚染が始まっていることが確認されている。日本におけるPCBの使用は1950年代からで、使用量の増大とともに環境汚染へと進行した。

横浜港においては、その深度分布から1950年頃から汚染が始まり、1960年頃に急激に濃度が上昇している。その後は横ばいとなり、1970年以降は減少傾向に転じている。この汚染の変遷のパターンは、生産量の推移とほぼ一致している。しかし生産中止になってから14年たっても、表層部から0.12μg/g検出されており、生物などに直接的な影響を与える表層部においてPCBが検出されなくなるにはまだ長い年月が必要であることを示している。

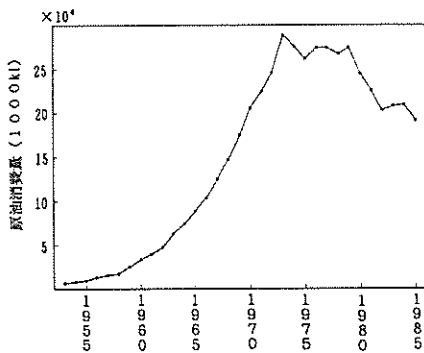


図-2-3 年度別原油消費量

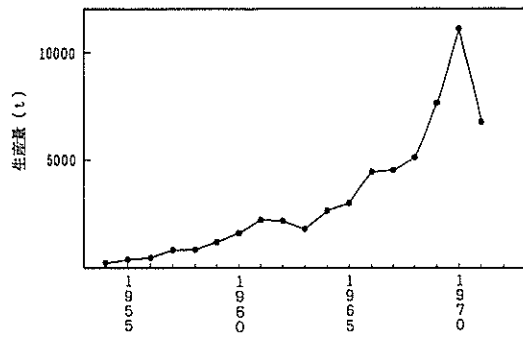


図-2-4 PCBの生産量 (全国)

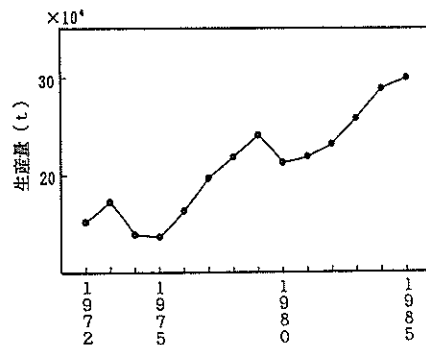


図-2-5 POEnの生産量 (全国)

つぎに界面活性剤であるが、これも人間が新たに作り出した化学物質であり、広く使用されている。今回は界面活性剤の中の非イオン界面活性剤(POEn)について調査を行った。POEnの歴史は古く1932年にドイツのI.G.社で販売され²⁰⁾、その後日本にも入ってきた。POEnは主として工業用合成洗剤として利用されてきており、最近の洗剤の無りん化に伴い家庭用洗剤にも利用されるようになった。その生産量を図-2-5に示す²¹⁾。

POEnの底質に関する調査例は少ない。このような化学物質の深度分布を求める際に問題となるのがその分解性である。先のPCBは非常に安定なものであり分解性はほとんどないと考えてよい。POEnの底質における分解性に関する報告はほとんど見られないが、一般に嫌気的な条件下では分解性は極めて低いと考えられている。POEnの深度分布を見ると、1970年前後に高濃度を示している。先にも触れたが家庭用洗剤への利用は1980年頃からで、1970年前後は主として工業的な利用によるものが原因と考えられる。その工業として、横浜の地場産業である染色工業があり、横浜港に流入している大岡川、帷子川の流域に多数の染色、精錬工場が存在していた。飯塚²³⁾によれば、これらの工場排水中には高濃度のPOEnが存在することが確認されており、それが原因と考えられる。POEnの生産量はその後も増大しているが、底質中での濃度は減少している。これは下水道の整備、公害問題などによる工場の移転などによると考えられる。

2-3-4 珪藻群集からみた横浜港の水質環境変化

① 珪藻堆積環境

淡水生種と海・汽水生種の出現率を図-2-6に示す。

河川により運ばれた淡水生種の出現率は最大でも3%にすぎなかった。それに対して海・汽水生種の出現率は97~100%と極めて高かった。

一般に河川水中には河床より剥離した淡水生藻類が多く含まれ、多摩川水系では約19000個体/mlが測定された地点もある²⁴⁾。これらの流下藻類は河川、河口及び海域で沈降堆積する。

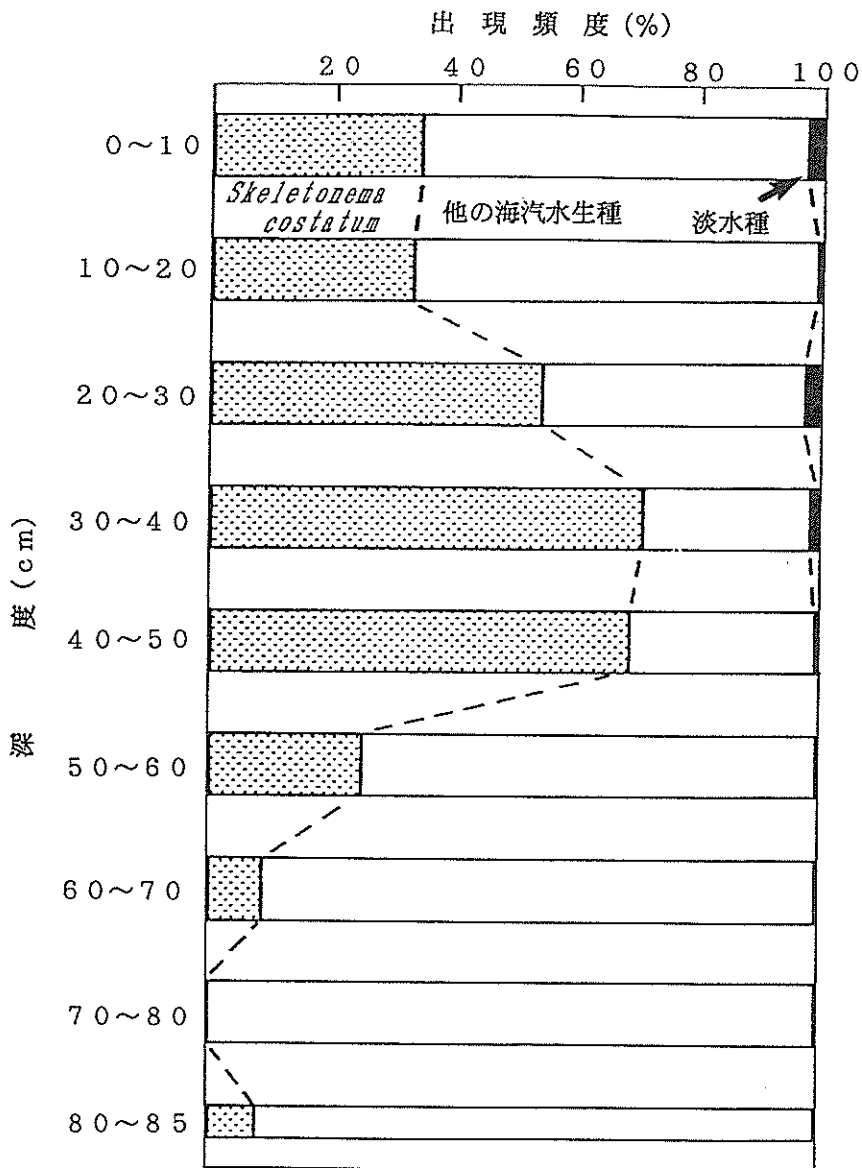


図-2-6 海・汽水生種と淡水生種の出現率

分析対象とした珪藻の沈降速度は、静かな海域では30m/日で²⁵⁾、動物プランクトンに摂食され糞として排出された場合は30~200m/日とされている²⁶⁾。

底質柱状試料の採取場所は前述のように大岡川河口より約400m横浜港に入った水深約8~9mの地点で、立地的には河川により運ばれた淡水生種の割合が大きいが想像されたが、分析結果はきわめて低い出現率を示した。

陸起源有機物の河口域における分布は、河川の形状、流れ方により影響を受けることが東京湾流入河川の調査結果から推察されている²⁷⁾。大岡川河口部では複雑な地形などの影響により、河川水中の珪藻の多くは底質柱状試料採取地点よりさらに河口に近い部分で沈降、堆積することが考えられる。そのため、底質柱状試料採取地点では、横浜港を中心とした海域で生産された珪藻の出現率が高くなっている。

② *Skeletonema costatum* を指標とした赤潮発生頻度の推移

富栄養化した海域では赤潮がしばしば発生しており、東京湾でも1907年に最初の赤潮発生の報告があり、その後1966年までの間に131回の赤潮発生が観測されている。また東京都の調査でも1977年から1985年の間に、毎年12~32回の赤潮発生が認められており、ほとんどの年で珪藻*Skeletonema costatum*を主とする赤潮発生回数が最も多いと報告されている²⁹⁾。

赤潮は環境に適応した種の極端な増殖により生じるものであるが、他の種は平常時と同程度の現存量を保つ複合相赤潮と、他の種が著しく減少する単相赤潮とがある。*Skeletonema costatum*は単相赤潮を形成する代表的な種であるが、複合相赤潮としても出現頻度が高い³⁰⁾。

珪藻は死滅後も殻が残るため、花粉、有孔虫、貝などととも、その生育していた年代の環境状況を推察するための指標として用いられている。また、*Skeletonema costatum*の生育最適塩分濃度は約17~25‰で³¹⁾、内湾的環境には普遍的に分布する。このようなことから、底質柱状試料中の*Skeletonema costatum*が海・汽水生種中に占める割合は、巨視的には赤潮発生頻度と相関があると考えられる。

*Skeletonema costatum*の出現率の深度分布は図-2-6に示したように、1950年頃から増加し始め、1960~1970年にかけて最大値を示し、その後は減少傾向を示している。東京湾における赤潮発生件数は、1955年前後から著しく増加し始めており³⁰⁾、時期がほぼ一致している。

2-3-5 総合考察

前項までに同一の底質柱状試料を金属類、油分、化学物質、珪藻という面からみた結果について述べてきた。各項目においてそれぞれの社会経済的なデータ、あるいは過去の汚染状況のデータなどと堆積年代とから、汚染の変遷について検討してきた。各項目におけるデータと²¹⁰Pbから求めた堆積年代とに矛盾は見られなかった。底質柱状試料の年代推定の仕方について、合田ら³⁾は多面的な情報により解析することが重要であると指摘しており、今回のように4つの視点から解析した結果はかなりの信頼が得られる。また4つの項目とも水域の汚染という視点からは、発生源、汚染機構などは異なるものの、一つの指標となるものである。このように発生源、汚染機構などが異なるにもかかわらず、4項目とも1960~1970年頃に汚染のピークが認められるのは注目すべきことであり、この年代における全般的な環境汚染のすさまじさが想像できる。そして公害関係諸法の制定へと結びつき、水質汚濁防止法の効果により現在は改善の方向に向かっているが、表層部での値からはまだ十分な状態とはいえず、今後ともさらに積極的な取り組みが必要と考えられる。

2-4 まとめ

横浜港における底質柱状試料の金属類、油分、化学物質、珪藻について調査した結果、次のことが明らかとなった。

- 1) 重金属のZn、Pbは1950年頃から増加し始め、1970年頃に最大値を示し、その後は減少傾向を示した。しかし、表層部での値はバックグラウンド値に比較して4倍程度であり、まだかなり汚染されていることがわかった。
- 2) 油分による汚染も1950年頃から増加し始め、1970年頃に最大値を示し、その後は減少傾向を示した。また油分濃度は石油消費量に比例していた。
- 3) PCBによる汚染は1950年頃から始まり、1960年頃に急激に増加し、その後は減少傾向を示した。PCBの汚染の変遷も生産量とよく一致していた。また生産中止後14年たっても表層部から検出され、まだ汚染が続いていることが確認された。
- 4) 界面活性剤のPOEnが、1970年頃の層から $0.8\mu\text{g/g}$ 検出され、POEnの底質での残存性が認められた。
- 5) 海・汽水生種に比較して淡水生珪藻の出現率は極めて低かった。海・汽水生種のうち、東京湾の赤潮生物の代表的な *Skeletonema costatum* の出現率は1950年頃から増加し始め、1960～1970年頃に最大値を示し、その後は減少傾向を示した。
- 6) 人為的汚染に由来する重金属、油分、PCB、赤潮プランクトンなどはすべて1960～1970年頃に最大値を示し、この頃の汚染が工業系、生活系の全般的なものであり、汚染の度合も高かったと推察される。また現在は減少傾向にあるものの、人為的影響がなかった年代の状態にはまだ程遠いことがわかった。

文献

- 1) 合田四郎，山崎秀夫，森重清利：沿岸堆積物中の汚染物質の歴史的変遷に関する一考察、近畿大学環境科学研究所研究報告，12,57-61(1984)。
- 2) Akira Hosika, Takayuki Shiozawa: Sedimentation Rates and Heavy Metal Pollution of Sediments in the Seto Inland Sea, Part 2. Hiroshima Bay, *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 40, 115-123(1984)。
- 3) 佐藤茂之，半田暢彦，松永捷司：伊勢湾堆積物における多環芳香族炭化水素の分布II、1983年度地球化学会講演要旨集，23-24(1983)。
- 4) 横浜市港湾局資料。
- 5) 環境庁水質保全局：底質調査方法，昭和50年度版。
- 6) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討，横浜市公害研究所報，8,103-110(1983)。
- 7) 二宮勝幸：油分による鶴見川の底質汚染，横浜市公害研究所報，8,119-126(1983)。
- 8) 飯塚貞男：排水中の非イオン界面活性剤の定量法，横浜市公害研究所報，5,79-83(1980)。
- 9) 松本英二：東京湾の底質環境，地球化学，17,27-32(1983)。
- 10) 横浜市公害対策局水質課資料。
- 11) 北野康：「環境化学情報」，172-178，東京大学出版会，東京，(1982)。

- 12) Miller G.J.,Connell D.W. : Global production and fluxes of petroleum and recent hydrocarbons,*Int.J. Environ. Stud.*,19 (3/4) ,273-280(1982) .
- 13) Gearing P.J.,Gearing J.N.,Pruell R.J.,Wade T.L.,Quinn J.G. : Partitioning of No.2, fuel oil in controlled estuarine ecosystems. Sediments and Suspended Particulate matter, *Environ.Sci. Technol.*,14 (9) ,1129-1136(1980) .
- 14) 二宮勝幸、白柳康夫、小市佳延：水域環境指標II主成分分析による底質評価、横浜市公害研究所報, 11,83-109(1986) .
- 15) 資源エネルギー庁：総合エネルギー統計、昭和61年度版
- 16) Silverman G.S.,Bursztynsky T.A. : Oil and grease in urban stormwaters, *J. Environ. Eng.*, 110(1) ,58-72(1984) .
- 17) Steen W.C.,Paris D.S.,Baughman G.L. : Partitioning of selected Polychlorinated bi-phenyles to natural sediments, *Water Res.*,12 ,655-657(1978) .
- 18) 通産省資料 .
- 19) 伏見洋子、杉浦桂、松本英二、後藤幹保：東京湾の堆積物に記録されているPCB汚染の歴史、THE HITACHI SCIENTIFIC INSTRUMENT NEWS,30 (2) ,(1987) .
- 20) 井上勝也：「生活の中の洗剤・活性剤」,44,研成社,東京,(1978) .
- 21) 通商産業大臣官房調査統計部編：化学工業統計年報,昭和47年度版～昭和60年度版,(1972～1985) .
- 22) 日本水質汚濁研究協会：底質汚濁改善対策調査総合報告書, 91-92(1987) .
- 23) 飯塚貞男：横浜市内河川水中の合成界面活性剤の濃度分布, 横浜市公害研究所報, 10,141-145(1985) .
- 24) 建設省関東地方建設局京浜工事事務所：多摩川の生物相と水質汚濁の現況, 247-266,(1975) .
- 25) 巖佐耕三：「珪藻の生物学」,136,東京大学出版会,東京,(1976) .
- 26) 小泉格：「海底に探る地球の歴史」,105,東京大学出版会,東京,(1980) .
- 27) 石渡良志：河口域堆積物中の有機物の分布と解釈－東京湾を例にして－, 陸水学雑誌, 48,104-105(1987) .
- 28) 菅原兼男・佐藤正春：東京湾の赤潮, 水産海洋研究会報, 9,116-133(1966) .
- 29) 東京都環境保全局水質保全部：昭和60年度・東京都内湾赤潮調査報告書, 101(1987) .
- 30) 柳田友道：「赤潮」,198,講談社サイエンティフィック,東京,(1976) .
- 31) 大野正夫：「汽水域の藻類の生態」,347-370,内田老鶴圃,東京,(1986) .

3. 横浜港底質からのリン、窒素の溶出

3-1 はじめに

水質汚濁の原因となる汚濁負荷源には、河川からの流入による1次的負荷と、海域での内部生産などによる2次的負荷がある。後者の要因としては、底質からの栄養塩などの溶出により生物活動が活発になり、赤潮の発生につながる事が考えられる。水質汚濁に対する底質の寄与は、汚泥の堆積した水域では非常に大きいと言われており、たとえ一次的負荷を大幅に削減できたとしても、底質からの溶出のために、期待するほどの水質改善が得られないとの報告もある⁷⁾。また、横浜港では、初夏から夏期において著しい水質の悪化が観測されており、その主要因としても、底質からの栄養塩溶出量の夏期における増加が考えられる。したがって、効果的な水質改善対策を実施するためにも、底質からの栄養塩溶出に関する定量的な知見を得ることが重要である。

底質からの溶出実験は、既にいろいろな水域の底質について行われている。しかし、底質は水域によってその化学的・物理的性状、過去の汚濁状況が大きく異なるため、問題としている水域の底質を使って測定を行う必要がある。

また、底質からの栄養塩溶出には、温度、pH、酸化還元電位、溶存酸素濃度、底生生物、底泥の性状(粒度組成、間隙率、含水率、有機物含量、Fe含量など)など、多くの因子が影響を与える^{3,9)}。本研究では、これらの因子のうちから、夏期における水質の著しい悪化に大きく影響していると考えられる、溶存酸素濃度と温度に着目し、この2因子を制御項目とした。この2つの因子についても既にいくつかの報告がある^{3,9)}。これら既往の報告においては、溶存酸素濃度条件については、好気あるいは嫌気条件としたものが多く、種々の溶存酸素濃度条件を設定した報告は少なく、測定項目も限られている。また、溶存酸素濃度は温度によって変動するため、温度の影響を調べる際には、溶存酸素濃度を一定に保つ必要があるが、既往の報告では可変状況下に置いているため、温度変化の影響が、結局は溶存酸素濃度の変化に帰着している。

そこで本研究では、溶存酸素濃度と温度とを、それぞれ独立した因子として調べることを目的とし、横浜港内港より採取した底質を用いて、リンと窒素の溶出実験を行った。また、窒素の溶出については、その大部分を占めると考えられるアンモニア態窒素について問題にされる例が多かったが、今回は溶出する窒素の形態変化についても調べるため、亜硝酸態、硝酸態窒素についても測定を行った。

3-2 実験方法

3-2-1 溶出実験法

底質からの溶出実験の方法には、底質柱状試料を現場水域に吊り下げて行う(1)コア現場法、底質柱状試料をなるべく現場の自然環境に近い条件で室内培養する(2)コア疑似現場法、現場でチャンバーを用いて底層水と底泥を人工的に隔離する(3)チャンバー法、水柱と底泥とをビニールシート等で隔離する(4)隔離水界法などの実測法と、フィックの法則に基づく数理モデルを用いた(5)数理モデル法などがあり^{6,10,11)}、嫌気条件下では、各手法からほぼ一致した結果が得られることが分っている⁶⁾。

(1)(3)(4)の現場法には、実際の自然環境下で測定できる利点があるが、装置の設置費用や管理の問題、採水のたびに調査船を出さなくてはならないなど、問題も多い。(5)の数理モデル法は、労力が少なく済む利点があるが、底泥境界付近の濃度勾配の正確な把握が必要であり、拡散係数の評価が難

しいという問題がある。本研究では、室内で実験でき、温度や溶存酸素濃度を制御項目とした場合に適している、(2)コア疑似現場法を採用した。

3-2-2 底質試料及び実験装置

試料は、直径11cm、長さ50cmの透明アクリルパイプに深さ約25cmの不攪乱底質柱状試料として採取したものをを用いた。採取は潜水夫によって行い、同一地点から必要本数を採取した。試料採取地点を図-3-1に示す。本地点は横浜港の内港地区にあり、河川からの影響は少ない地点である。

試料は、直上水をアスピレーターを使って静かに抜きした後、標準海水¹²⁾を静かに満たして実験に供した。実験装置の概略を図-3-2に、標準海水の組成を表-3-1に示す。溶存酸素濃度の制御は、酸素と窒素の混合ガスを、混合比を変えて通気して行った。また、装置全体をインキュベーターに入れて温度を制御した。溶出実験は、終始暗所にて行った。

3-2-3 測定条件

公共用水域水質測定結果¹³⁾の横浜港測定点の下層(水深約10m)における温度と溶存酸素濃度について、最近8年間の月別平均値を見てみると、温度は冬期(2、3月)の9~10℃から夏期(8、9月)の22~23℃の間を、溶存酸素濃度は冬期の約9mg/lより夏期の約4mg/lの間を変動している。一般に、底泥直上部は殆ど嫌気状態になっており、その溶存酸素濃度はゼロに近いと考えられているが、横浜港においては、夏期の最低値でも4mg/l程度であることが別の調査でも確認されている¹⁴⁾。

そこで、溶存酸素濃度の設定条件は0.5, 2, 4, 8mg/lの4段階とし、その時の温度条件は夏期の値に近い20℃に固定した。また、温度の設定条件は、10、15、20、25℃の4段階とし、その時の溶存酸素濃度は夏期の値に近い4mg/lに固定して、溶出実験を行った。

3-2-4 分析方法

実験装置をインキュベーター内に設置し、酸素・窒素混合ガスの通気を始めた後、温度と溶存酸素濃度が設定条件に達して安定した時点(設置後2~3時間)を0時間として最初の採水を行い、以後2週間(約330時間)溶出実験を行った。採水は、原則として1~2日おきにアクリルパイプ上部の栓に設けた採水口より行った。また、採水後直ちに、採水量と等量の標準海水を静かに注水した。分析項目は、全リン(T-P)、リン酸態リン(PO₄-P)、アンモニア態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)の5項目とした。各項目の分析方法を表-3-2に示す。また、

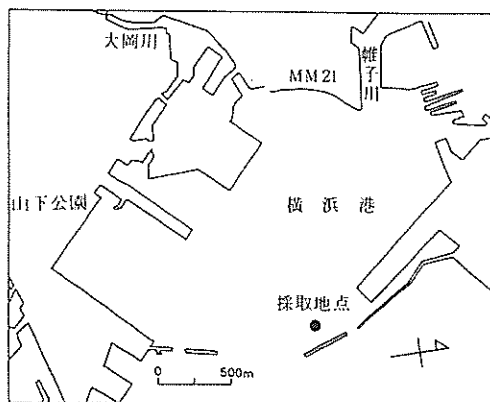


図-3-1 調査地点

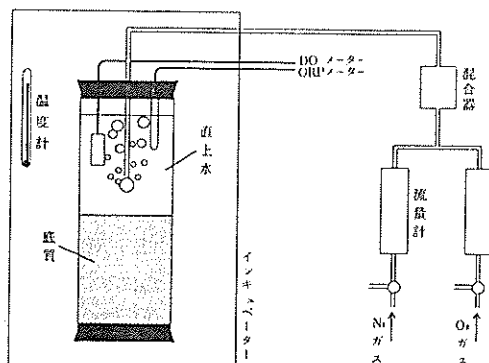


図-3-2 実験装置

表-3-1 標準海水の組成¹²⁾

NaCl	27.213
MgCl ₂	3.807
MgSO ₄	1.658
CaSO ₄	1.260
K ₂ SO ₄	0.863
CaCO ₃	0.123
MgBr ₂	0.076

計 35.000 (%)

表-3-2 分析方法

項目	方法
T-P	: ペルオキシ二硫酸カリウム分解後PO ₄ -Pと同法
PO ₄ -P	: モリブデン青 (アスコルビン酸) 吸光光度法
NH ₄ -N	: インドフェノール法 (海洋観測指針)
NO ₂ -N	: オートアナライザー (日本テクニコン(株)製)
NO ₃ -N	: オートアナライザー (日本テクニコン(株)製)

溶出期間中、随時、酸化還元電位の測定を行った。

各採水時における、リンと窒素の単位面積当りの溶出量 (mg/m²)は、次式で算出した。

$$xn = \{V(C_n - C_0) + \sum_{i=1}^n (C_i - 1 - C_s)v\} / A$$

xn : n回目採水時までの総溶出量 (mg/m²)

V : 直上水体積 (ℓ)

C_n : n回目採水時の栄養塩濃度 (mg/ℓ)

C₀ : 栄養塩の初期濃度 (0時間における濃度) (mg/ℓ)

C_s : 標準海水中の栄養塩濃度 (mg/ℓ)

v : 1回の採水量 (ℓ)

A : 底質表面積 (アクリルパイプ断面積) (m²)

3-3 結果と考察

各条件下で行った溶出実験において測定された各項目の溶出量について、溶存酸素濃度及び温度の影響について検討した。

3-3-1 溶存酸素の影響

① リンの溶出

リンは溶存酸素濃度 (以下DOとする) 条件にかかわらず、T-PとPO₄-P濃度がほぼ一致しており、殆どPO₄-Pの形で溶出していた。各DO条件におけるPO₄-P溶出量の経時変化を図-3-3に示す。

図-3-3より、PO₄-Pの溶出がDOに大きく影響を受けていることが分かる。DOが8mg/ℓという濃度は、20℃においては過飽和であるが、この時のPO₄-Pの溶出量はわずかであり、好氣的条件下ではリンの溶出量は小さいという多くの既往の報告と一致している。

DOの減少に伴ってPO₄-Pの溶出量は増大している。特に、DOが2mg/ℓから0.5mg/ℓに減少した時に著しい増加を示した。どのDO条件においても、ほぼ直線的に溶出量が増加しているため、これを利用して溶出速度を求めると次のようになり、DOが2mg/ℓから0.5mg/ℓに減少した時、溶出速度が約7倍になっている。

$$48 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{day} \quad (\text{DO}=0.5\text{mg/}\ell)$$

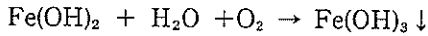
$$7.0 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{day} \quad (\text{DO}=2\text{mg/}\ell)$$

5.5 mg/m²·day (DO=4mg/ℓ)

2.4 mg/m²·day (DO=8mg/ℓ)

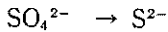
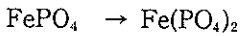
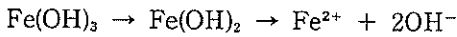
リンの溶出機構については、一般に次の反応式が用いられている¹⁵⁾。

好氣的条件下 (酸化過程) ……(1)式



FePO₄はFe(OH)₃と共沈

嫌氣的条件下 (還元過程) ……(2)式



すなわち、好氣的条件下でリンはFePO₄としてFe(OH)₃と共沈するため溶出せず、嫌氣的条件下では、Fe(II)がFeSとして沈殿するためにリンが放出される。最近では、好氣的条件下での溶出量も無視できないものであるとして、好氣下においてもFe(II)が酸化されてFe(III)になる前にFeSiO₃として固定されるモデルや^{16, 17)}、Fe(III)が錯体の形成により溶存状態で保持されるという新しい溶出モデルが提案されている^{18, 21)}。前述の、DOの減少に伴ってPO₄-Pの溶出量が増大するという現象は、(1)式で説明できるが、溶出量がDO 2mg/ℓから0.5mg/ℓの間で著しく増大する現象が、(1)式のうちの過程に関係しているかについては、今後の検討が必要である。湯ノ湖底質についても、直上水のDOが1mg/ℓ以下の時、DOがわずか0.3~0.6mg/ℓ低下するだけで、PO₄-Pの溶出速度が大きく増大するという、類似の現象が報告されている⁶⁾。

② 窒素の溶出

窒素の溶出において、量的にはNH₄-Nが主体であった。各DO条件における、NH₄-N溶出量の経時変化を図-3-4に示す。

NH₄-Nの溶出については、DOにはあまり影響を受けないと報告もあるが^{6, 22)}、今回の実験ではDOの減少に伴いNH₄-Nの溶出量は増加した。また、PO₄-Pの場合と同じく、DOが2mg/ℓから0.5mg/ℓに減少した時に著しい増加を示した。

DOが2mg/ℓ以上では、途中から溶出量が減少しているが、これは、有機物の分解によるNH₄-Nの生成量よりも、硝化・脱窒作用による形態変化が上回ったためと考えられる。そこで、各DO条件における、窒素の形態別溶出量を図-3-5(A)(B)(C)(D)に示す。DOが0.5mg/ℓという嫌氣的条件下では、窒素は殆どNH₄-Nの形で溶出する(図-3-5(A))。DOが増加して2mg/ℓになると、NH₄-Nの形での溶出がゆるやかになる数十時間後から、NO₂-N態での溶出が徐々に増加し、NH₄-N態が大きく減少する200時間後には、NO₂-N態での溶出が、NH₄-N態での溶出を上回るようになる(図-3-5(B))。さらにDOが4mg/ℓ以上になると、NO₃-N態での溶出が見られるようになる。NO₂-N態、NO₃-N態の出現の時期は、DOの増加に伴って早まり、NH₄-N態に対するNO₂-N態、NO₃-N態での溶出量の割合も、DOの増加に伴って増大している(図-3-5(C)(D))。

底泥と水の境界付近での窒素の形態変化は、主に次のように分けて考えることができる。

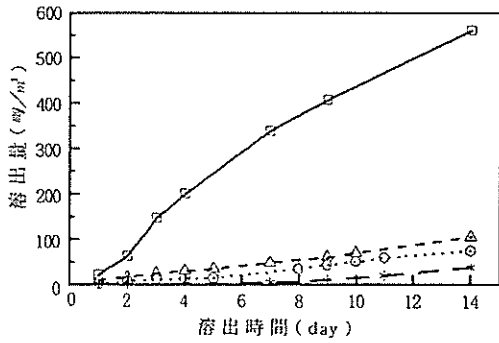


図-3-3 各DO条件における
リンの溶出量

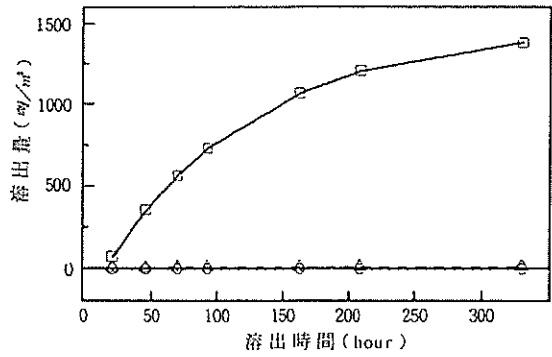


図-3-4 各DO条件における
NH₄-Nの溶出量

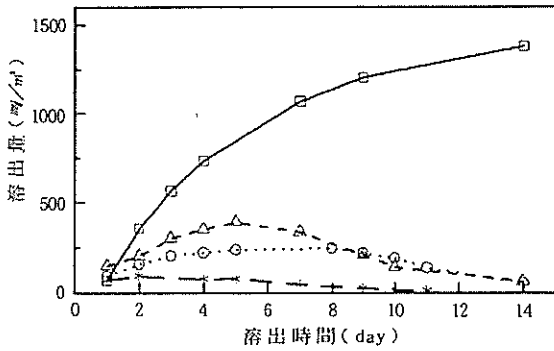


図-3-5 (A) 窒素の形態別溶出量
(DO=0.5mg/l)

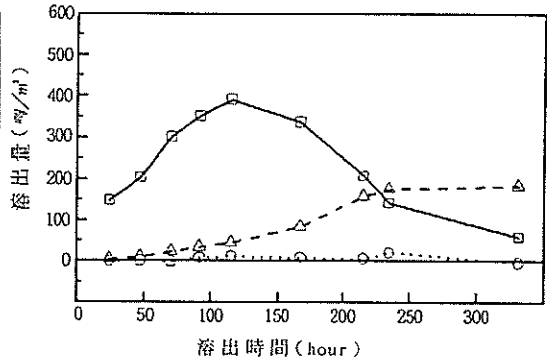


図-3-5 (B) 窒素の形態別溶出量
(DO=2mg/l)

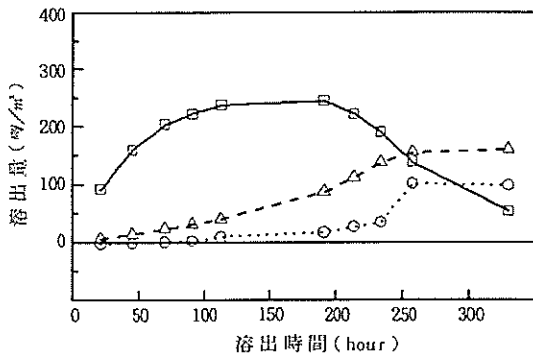


図-3-5 (C) 窒素の形態別溶出量
(DO=4mg/l)

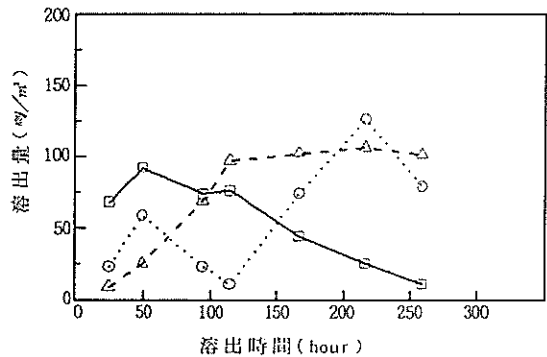


図-3-5 (D) 窒素の形態別溶出量
(DO=8mg/l)

- (a) $\text{Org-N} \rightarrow \text{NH}_4^+$ ・底泥中の有機態窒素が分解し
 NH_4^+ として間隙水中に移行
- (b) $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ ・DOを消費して酸化
 ・亜硝酸菌による硝化
- (c) $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ・DOを消費して酸化
 ・硝酸菌による硝化
- (d) $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2\text{O}, \text{N}_2$ ・ NO_3^- が有機物を酸化する酸化
 剤として作用し、自身は還元
 される
 ・脱窒細菌による脱窒

DOが高くなれば酸素による化学的な酸化反応は当然起こりやすくなる。また硝化細菌の多くは好気性のため、DOが高くなればその群集数も増加して働きも活性化すると考えられる。従って、DOが0.5mg/ℓ以下の時、(a)の反応によって生成した NH_4^+ はそのままの形態で直上水中に溶出し、DOが2mg/ℓ以上になると(b)の反応による NO_2^- の形態での溶出が支配的となり、さらにDOが4mg/ℓ以上になると(c)の反応による NO_3^- の溶出も目立ってくるものと考えられる。

また、DOが2mg/ℓ以上の時、TIN($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)が途中から減少傾向を示した。これは NO_3^- の供給の増加により、(d)の反応による脱窒反応が可能になったためと考えられる。脱窒細菌は主に嫌気性であり、また、脱窒速度はDOに影響を受けるという報告もあるが²³⁾、今回の実験では、TIN減少量について、DO条件の違いによるはっきりした傾向は見られなかった。

3-3-2 温度の影響

① リンの溶出

DO条件を変化させた時と同じく、いずれの温度条件においても、リンは殆ど $\text{PO}_4\text{-P}$ の形で溶出している。各温度条件における $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量の経時変化を図-3-6に示す。

リンの溶出は温度の影響も受け、温度が高くなるほど溶出量も増大する。温度の上昇に伴ってリンの溶出量が増加するという現象については既に報告があるが^{4,7)}、これらの場合では、前述したようにDOが可変条件であったため、温度の上昇により生物活動が活性化し、直上水中の酸素が消費されて嫌気状態に移行したためと結論している。今回の実験では、直上水中のDOは一定に保たれているため、温度の上昇に伴いリンの溶出量が増加する現象については次のような理由が考えられる。

まず、温度の上昇による化学反応速度の促進が考えられる。すなわち、温度の上昇により、有機態リンの分解速度が大きくなり、またリンの溶出反応の各プロセスの速度がそれぞれ大きくなったために、溶出量が増大したと考えるものである。この正否については、さらに詳細な検討が必要であるが、底泥中の化学反応速度に与える温度の影響は、それほど大きくないという報告もなされている²⁴⁾。

また、「嫌氣的微小環境」という考え方がある。これは、還元性の強い底泥においては、その直上にかんりの量の酸素が供給されても、底泥の極く表層に嫌氣的な微小環境が維持されると考えるものである^{25,26)}。この考え方を取り入れると、水温の上昇に伴って底泥中の生物活動が活性化して酸素消費が増大した結果、直上水中に酸素が供給されたにもかかわらず、底泥の極く表層においては嫌気状態が保たれ、(2)式によりリンが溶出したと考えられる。清家ら²⁶⁾も、静置条件では水中の酸素の影響が底泥に及びにくいことを報告している。

温度の変化による特徴として、15℃から20℃に上昇した時、リンの溶出量が著しく増大しており、2週間後の総溶出量で、約8倍になっている。図-3-7には公共用水域水質測定結果より¹³⁾、最近8年間の平均値を用いて横浜港の下層における温度と PO_4 -P濃度の関係を示してあるが、 PO_4 -P濃度-下層温度の関係を示す直線が15℃と20℃の間で変曲点を持っている。変曲点より高い温度で直線の傾きが増加しており、今回の実験結果と一致していることは興味深い。

25℃におけるリンの溶出量が20℃のそれを下回っていることについては、リンの吸着、沈降の問題を含め今後の検討が必要である。

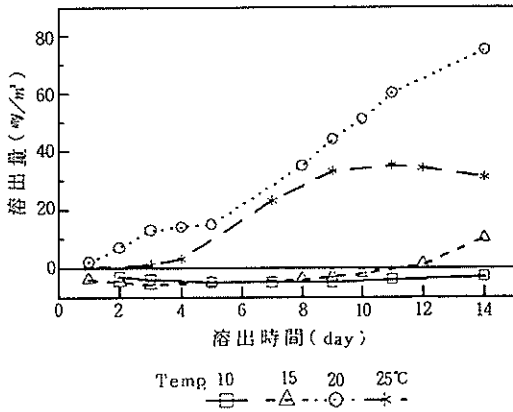


図-3-6 各温度条件におけるリンの溶出量

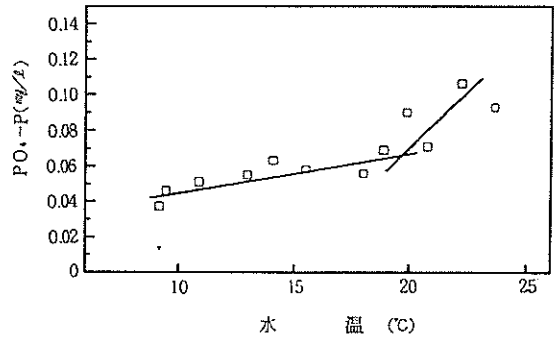


図-3-7 下層水温と PO_4 -P濃度の関係

② 窒素の溶出

各温度条件による NH_4 -Nの溶出量の経時変化を図-3-8に示す。溶出初期の曲線の傾き(最大溶出速度)は、温度の上昇に伴って大きくなっており、有機態窒素の分解に温度が影響を及ぼす³⁾ことを反映している。横浜港の夏期の条件に近い20℃の時の NH_4 溶出速度を、溶出曲線初期の直線部分から求めると $46mg/m^2 \cdot day$ になる。

NH_4 -Nの溶出量は、いったん増加した後、形態変化によるものと考えられる減少を示している。その減少の割合は温度の上昇に伴って大きくなり、減少の始る時期も温度の上昇に伴って早くなっている。DO条件は $4mg/l$ に保たれており、これは嫌気状態ではないので、この条件では化学的な酸化による形態変化も存在すると考えられる。また、温度条件は生物活動の活性化にも大きく影響を与えると考えられ、その結果としての形態変化も大きいと推測される。 NO_2 -Nと NO_3 -Nの溶出量の経時変化をそれぞれ図-3-9,10に示す。

図-3-8~10を比較すると、それぞれの温度条件において NH_4 -Nの溶出量が減少するに伴い NO_2 の溶出量が増加し、 NH_4 -Nから NO_2 への形態変化が起っていると考えられる。10℃、15℃では NO_2 の溶出がゆるやかになる8日前後から、 NO_3 の溶出量が増加しており、この時期から $NO_2 \rightarrow NO_3$ の形態変化が盛んになっている。一方、20℃では10日頃から NO_2 の溶出量がほぼ一定となり、25℃では7日頃より NO_2 の溶出量が減少している。しかし、10℃、15℃の時とは異なり、 NO_3 -Nは20℃ではその時期より頭打ちの傾向にあり、25℃に至ってはそれ以前から殆ど溶出していない。この理由は、

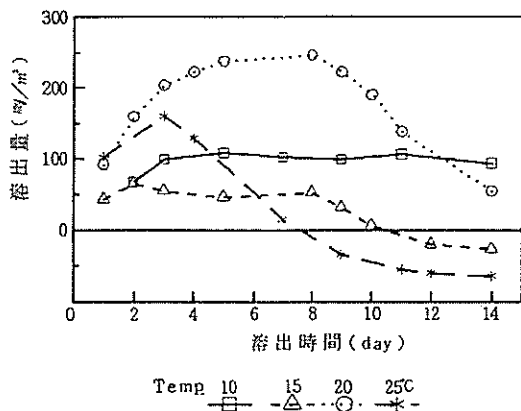


図-3-8 各温度条件における
NH₄-Nの溶出量

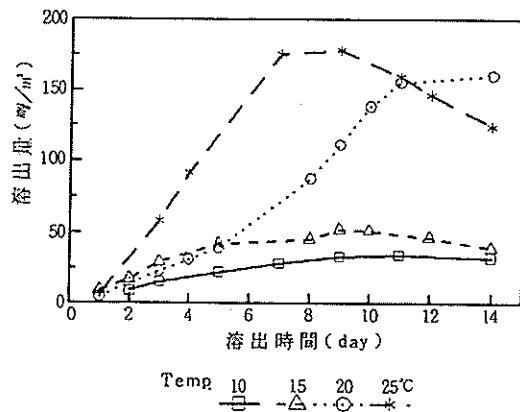


図-3-9 各温度条件における
NO₂-Nの溶出量

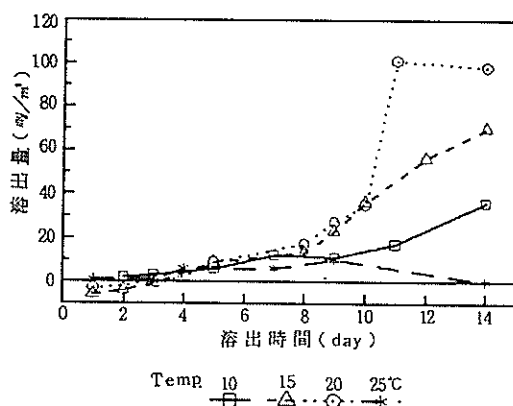


図-3-10 各温度条件における
NO₃-Nの溶出量

20°C以上で硝化活性が低下した、あるいは20°C以上で脱窒活性が大幅に増加したかのいずれかが考えられる。20°C程度の温度では前者は考えにくい。また、TINが20°C以上の時に途中から減少している点からも、後者が妥当と考えられる。伊藤ら²⁷⁾は、脱窒反応量が10°Cから40°Cの間で上に突の曲線を描いて増加することを報告しており、そのほぼ中間の温度である20°C前後で、脱窒量が大きく増加することは考えられることである。

また、脱窒細菌には好氣的条件下でも活性を示すものがあるが^{28, 29)}、大部分は嫌氣的条件下で作用するため、このことから前述した「嫌氣的微小環境」の存在が予想される。

いずれにしても、上記の考察を裏付けるには、脱窒量の正確な把握や、硝化・脱窒細菌数の測定を行うことが必要である。

3-4 まとめ

横浜港内港地区より採取した不攪乱底質柱状試料を用いて、コア疑似現場法により、リン・窒素の溶出に対する溶存酸素と温度の影響を調べた。その結果、次のことがわかった。

- (1) いずれの条件においても、リンは殆ど $\text{PO}_4\text{-P}$ の形で溶出した。
- (2) $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出はDOに大きく影響を受け、DOの減少に伴い溶出量は増加した。特に、DOが $2\text{mg}/\ell$ から $0.5\text{mg}/\ell$ に減少した時、溶出速度で約7倍という著しい増加を示した。
- (3) $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出もDOの影響を受け、 $\text{PO}_4\text{-P}$ と同じくDOが $2\text{mg}/\ell$ から $0.5\text{mg}/\ell$ に減少した時に、溶出量が大きく増大した。
- (4) DO条件は、溶出する窒素の形態に影響を及ぼし、DOの増加に伴って硝化による $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の形で溶出が増加し、脱窒によると考えられるTINの減少がみられた。今後、脱窒量の正確な把握が必要である。
- (5) $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出は、DO一定の条件下でも温度の影響を受け、温度の上昇に伴って溶出量は増加した。特に、温度が 15°C から 20°C に上昇した時に著しい溶出量の増加がみられた。
- (6) $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出初期の溶出量は温度の上昇に伴って増大し、有機態窒素の分解に温度が影響を及ぼすと考えられた。
- (7) 温度条件は、溶出する窒素の形態に影響を及ぼし、特に 20°C 以上で脱窒活性が大幅に増加していると考えられた。これについては、脱窒量の正確な把握、硝化・脱窒細菌数の測定による裏付けが必要である。
- (8) 温度を制御因子とした場合のリン・窒素の溶出量の測定を通して、「嫌氣的微小環境」の存在が予測された。これについては、浸せき型ORP端子の使用による垂直方向でのORPの測定や、直上水撈拌の有無による溶出量の比較などを通しての検討が考えられる。この実験のためには断面積の大きい大型の実験装置が必要である。
- (9) 溶出実験により底質試料表層に生成した約 3mm の酸化層の厚さは、実験条件を変えても変化がなく、直上水の影響が直接及ぶのは、この極く薄い層までであると考えられた。
- (10) 横浜港夏期の条件に近い温度 20°C 、DO $4\text{mg}/\ell$ の条件下での溶出速度は、 $\text{PO}_4\text{-P}$ $5.5\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ $46\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ であった。これは湯ノ湖底質について報告されている数値⁶⁾と同程度である。

文献

- 1) David P.Larsen, John Van Sickle, Kenneth W.Malueg and Paul D.Smith:THE EFFECT OF WASTE WATER PHOSPHORUS REMOVAL ON SHAGAWA LAKE, MINNESOTA:PHOSPHORUS SUPPLIES, LAKE PHOSPHORUS AND CHLOROPHYLL A, *Water Res.*,**13**,1259-1272 (1979).
- 2) 二宮勝幸：横浜市沿岸および沖合域の水質変動特性、横浜市公害研究所報, **14**,105-120(1990).
- 3) 細見正明, 須藤隆一：霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について, 国立公害研究所研究報告, **51**,191-217(1984).
- 4) 成瀬洋児, 安藤良, 榊原靖氏, 土山ふみ：底泥からのリンの溶出への影響因子について, 名古屋市公害研究所報, **14**,59-65(1984).
- 5) 細見正明, 須藤隆一：湖沼底泥からのリンの溶出に関する研究, 水質汚濁研究, **2**(3),157-162(1979).
- 6) 細見正明, 岡田光正, 矢木修身, 須藤隆一：底泥からの窒素及びリンの溶出調査, 国立公害研究所研究報告, **56**,75-101(1983).
- 7) 井沢博文, 清木徹：広島湾の底泥をめぐる物質の代謝及びその動態的挙動(第2報), 広島県環

- 境センター研究報告, 5, 72-76 (1983).
- 8) P.C.M.Boers and O.van Hese:PHOSPHORUS RELEASFROM THE PEATY SEDIMENTS OF THE LOOSDRECHT LAKES, *Water Res.*, **22** (3), 355-363(1988).
 - 9) Masanobu Isikawa and Hajime Nishimura:MATHE-MATICAL MODEL OF PHOSPATE RELEASE RATE FROM SEDIMENTS CONSIDERING THE EFFECT OF DISSOLVED OXYGEN IN OVERLYING WATER, *Water Res.*, **23** (3), 351- 359 (1989).
 - 10) 浮田正夫：富栄養水域における底質評価法, 第23回水質汚濁学会講演集, 459-460(1989).
 - 11) 日本水質汚濁研究会編：湖沼環境調査指針, 公害対策技術同好会, 153(1982).
 - 12) 化学大事典 2 : 共立出版, 250(1963).
 - 13) 横浜市公害対策局：横浜市公共用水域水質測定結果報告書, 昭和54年版(1981) ~ 昭和61年版(1988).
 - 14) 横浜市公害研究所：平成元年度調査結果, 未発表.
 - 15) 小山忠四郎：湖沼堆積物の物質変化の機構に関する生物地球化学的考察, 水処理技術, **16** (1), 19-39(1975).
 - 16) 河合崇欣, 大槻晃, 相崎守弘, 細見正明, 西川雅高：底泥からの栄養塩類の回帰, 国立公害研究所調査報告, **22**, 59-67(1982).
 - 17) 河合崇欣, 大槻晃, 相崎守弘, 西川雅高：底泥からのリンの溶出機構, 国立公害研究所研究報告, **51**, 219-240(1984).
 - 18) 小林節子：手賀沼における好気下での底泥からのリンの溶出についての一考察, 千葉県水保研年報 (昭和60年度), 123-130(1985).
 - 19) 小林節子, 西村肇：富栄養湖の金属錯化容量, 水質汚濁研究, **11**(10), 647-653(1988).
 - 20) 小林節子, 西村肇：好気下における底質からのリンの溶出に及ぼす錯形成物質の影響, 水質汚濁研究, **11**(11), 693-701(1988).
 - 21) 小林節子, 西村肇：底質からのリンの溶出におけるFe(II)とリン酸イオンの挙動, 水質汚濁研究, **11**(12), 755-764(1988).
 - 22) 浮田正夫, 中西：用水と廃水, **16**, 691(1974).
 - 23) 中嶋光敏：底泥界面における栄養塩の移動, 国立公害研究所研究報告, **22**, 77-90(1982).
 - 24) M.M.Pamatmat: et.al., *Limnol.Oceanogr.*, **14**, 250(1969).
 - 25) 河合：微生物の生態 3, 学会出版, 121(1969).
 - 26) 清家泰, 近藤邦男, 伊達善夫, 石田佑三郎：汽水湖・中海における窒素代謝II, *Jpn.J.Limnol.*, **47**(2), 133-141(1986).
 - 27) 伊藤和男, 土山秀樹, 浦野久美子：底質の脱窒素反応量の測定, 第24回水質汚濁学会講演集, 357(1990).
 - 28) D.C.Rhoads: et.al., *J.Marine Res.*, **28**, 150(1970).
 - 29) 日本水質学会編：水域の自浄作用と浄化, 恒星社厚生閣, 22(1979).

4. 横浜港における底質堆積要因

4-1 はじめに

横浜港の水質を浄化するためには底質の浄化、河川からの汚濁物質の削減などの施策を平行して進めていかなければならない。実際、横浜市港湾局において水質浄化を目的とした調査が昭和61年度から行われており、底質の改善（浚渫、覆砂など）について検討されている。底質の改善を行うには膨大な費用が必要であり、施工後の河川からの汚濁物質の流入、内部生産などの負荷による、その効果の持続性は大きな問題である。持続性に関しては底質の堆積速度がわかれば、ある程度予測することができる。横浜港の底質の堆積速度については、すでに報告¹⁾したが、その時に求めたものは過去10数年間の平均値であり、現在の状況を正確に表すものではない。

そこで、現況における底質の堆積要因、速度などを把握するため横浜港の内港地区においてセディメントトラップによる調査を行い、底質として堆積する海水中の沈降性粒子を捕集し、その成分組成、季節変化及び実験期間中の気象条件などから底質の堆積要因についての検討を行った。

4-2 調査地点及び方法

4-2-1 調査地点

調査地点は図-4-1に示すように、帷子川河口のSt.Mと山下公園前面のSt.Hの2地点とした。

St.Mは水深が約11mであり、帷子川からの河川水の影響が非常に大きいと考えられ、河川からの汚濁物質の流入についての検討に適している地点として選んだ。

St.Hは水深が約7mであり、地形的に水流が停滞しやすいと考えられ²⁾、内部生産による負荷についての検討に適していると考えられる地点である。しかし、水深が7mと浅いため、また船舶の航行が激しい地点なので底からの巻き上げによる影響が大きくなることも予想された。

4-2-2 調査方法

セディメントトラップには、円筒型、ロート型、瓶型などがあるが、一般的には円筒型が広く用いられている。円筒型においては、過剰捕集や再流出がない安定した捕集能が得られる形状として、内径の3倍の深さが良いとされている³⁾。本実験に用いたセディメントトラップは図-4-2に示すように、内部に流出防止のためのロートが付いた内径100mmφ、高さ500mm、材質は塩化ビニル製の円筒型である。このセディメントトラップは清木ら⁴⁾が、広島湾で沈降性粒子の捕集に用いた形状のものである。

実験期間は1988年4月15日から1989年3月16日までの合計335日間で、1回の捕集期間を約1か月としてセディメントトラップの交換を行い、計11回のサンプリングを行った。セディメントトラップ実験において捕集期間が長いとセディメントトラップ内での捕集物の分解の問題⁵⁾があり、また期間が短いと代表性の問題が考えられる。本実験は一年間の連続したデータを取ることを目的としているため、作業性などを勘案して捕集期間を1か月に設定した。表-4-1に実験期間の詳細を示す。

セディメントトラップは、St.Mについては港湾区域を示す灯浮標に、St.Hについては係留用の大型ブイに設置した。St.Mは水深が約11mなのでセディメントトラップを、表層から3m、5m、7mの3か所に設置した(ただし、5mについては8月回収のものからである)。St.Hについては水深3mのところに設置した。以後、St.Mの水深3mのものをM3、水深5mのものをM5、水深7mのものをM7と、ま

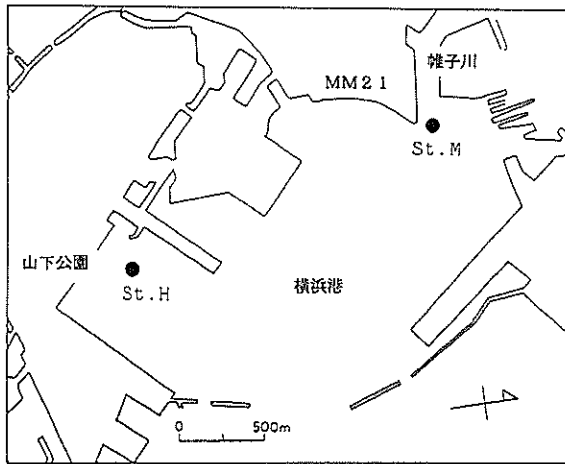


図-4-1 調査地点

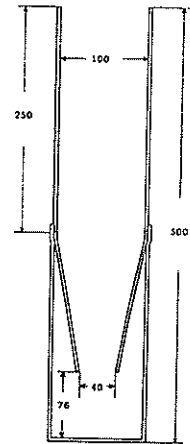


図-4-2 セディメント
トラップの形状

表-4-1 実験期間

	5月回収	6月回収	7月回収	8月回収
設置期間	4/15-5/17	5/17-6/15	6/1-7/15	7/15-8/15
捕集日数	32	29	30	31
	9月回収	10月回収	11月回収	12月回収
設置期間	8/15-9/16	9/16-10/19	10/19-11/15	11/15-12/15
捕集日数	32	33	27	30
	1月回収	2月回収	3月回収	合計
設置期間	12/15-1/13	1/13-2/20	2/20-3/16	4/15-3/16
捕集日数	29	38(St.M 32)	24	335

たSt.HをH3とし、回収月をM3の5月回収ならばM3-5のように表す。

4-2-3 分析方法

図-4-3に試料の分析フローチャートを、また表-4-2に分析項目及び分析法を示す。

捕集量が非常に少ないものもあったので、St.Mの金属類に関しては陽子誘導X線放射分析法 (Proton Induced X-Ray Emission 略してPIXE法) を用いた。St.Hの金属類に関しては蛍光X線分析法により行った。

全炭素 (T-C) に関しては、前処理を行わず無機炭素を含めた全炭素として測定した。

珪藻に関しては試料の一定量を分取し、蒸留水を加え、かく拌後一次プレパラートを作成し検鏡に供した。検鏡時に約400個体 (細胞数) を計数し、全サンプル中の細胞数に換算した。

4-3 結果と考察

4-3-1 セディメントトラップ捕集物

付表-4-1にセディメントトラップ捕集物の分析結果を示す。

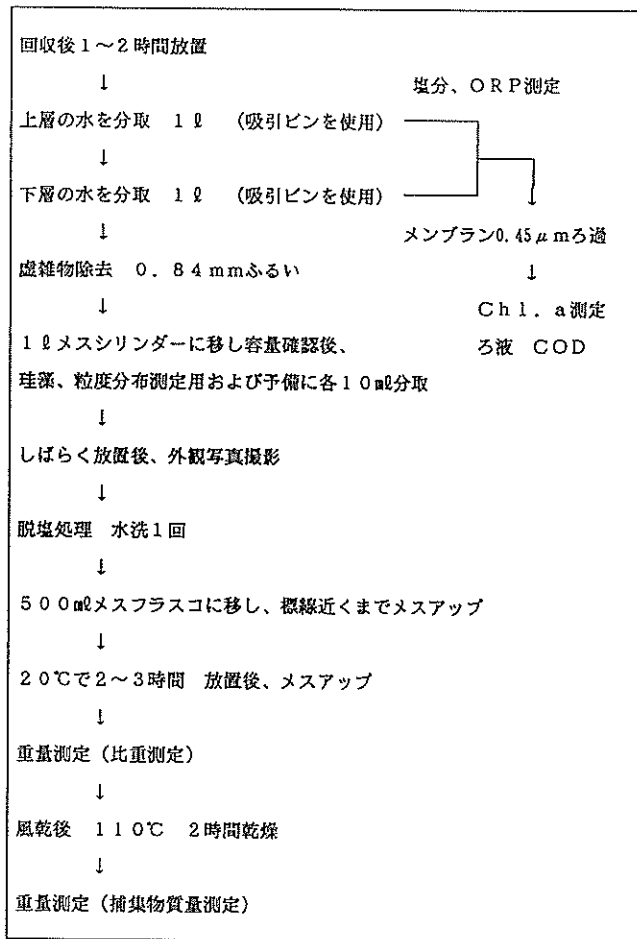


図-4-3 分析フローチャート

表-4-2 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
金属類	PIXE法及び蛍光X線法 ¹³⁾
全炭素、全窒素	CHNコーダー
珪藻	顕微鏡による検鏡
酸化還元電位	酸化還元電極法
COD	JIS K0102

① 捕集物質量及び粒子束

図-4-4と5にセディメントトラップでの捕集物質量と、その値から計算した粒子束(以下Fluxとする、単位は $g/cm^2/y$ である。)を示す。St.Mにおいては9月のサンプルを除けば水深が大きくなるにつれ粒子束も大きくなっている。このような傾向は沿岸域での粒子束の挙動としては一般的なものである⁷⁾。また、季節的な変化としては5月に最小値を示し、6~7月にかけて増加していき8月に最大値を示している。9月は粒子束の水深方向での傾向が逆転しているが、減少傾向であり10~1月まで減少または横ばいの傾向にある。そして2月と3月はやや増加している。粒子束の季節的な変化は一般に夏期は低く、冬期に高いとされている⁷⁾。今回の結果はこのような傾向とはかなり異なっており、夏期の8月に最大値を示している。

St.HではSt.Mに比較して大きな変動がなく、7月~9月にかけてやや高くなっている程度である。St.Hは河川からの影響が少ない地点で、水深が浅く船舶の航行も激しいので海水の混合がかなり進んでいることが変動を小さくした一因と考えられる。11月からは、H3の値はM3あるいはM5とほぼ同程度の値を示した。

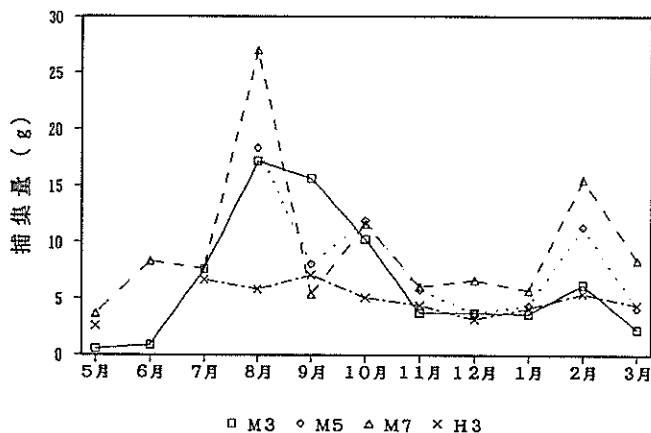


図-4-4 捕集物質量の月別変化

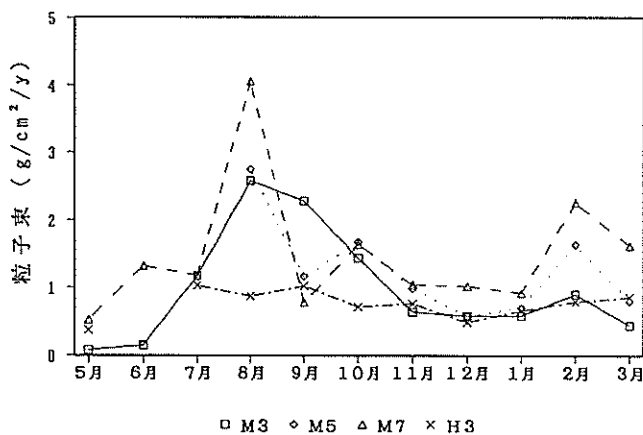


図-4-5 粒子束の月別変化

② 比重及び粒度分布

図-4-6に比重の結果を示す。比重はH3-5、H3-7を除いては、1.7~2.9という値を示しあまり大きな変動は認められなかった。捕集物質の比重は構成成分である土壤鉱物や有機物などの比率により決まる。鉱物の比重は2.5~5.2程度⁹⁾であるので、これに比重の小さい有機物が含まれている分だけ低い値となっている。また水深による傾向としてはM5>M7>M3となっているが、表層に近いM3で比重が小さいことは理解できるが、M5>M7になった要因は特定はできないがM7においては底質からの巻き上げが影響していることも考えられる。

図-4-7に微細泥率の結果を示す。底質汚染の指標として63 μ m以下の粒子を微細泥とした微細泥率が用いられる⁹⁾。これは底質中では微細な粒子に汚染物質が存在することが多いため、微細な粒子が多いほど汚染物質の濃度が増すという考えに基づいたものである。図を見ると、8月、2月及び3月で変動が大きくなっている。8月は微細泥率が低くなっている。微細泥率に参与してくる要因としては河川からの流入が大きいと考えられ、直接的には降雨量である。8月は降雨量が最大値であったため、河川流量の増大により比較的大きな粒径の物質が掃流され、横浜港へ流入したと考えられる。また1~3月にかけてM3とM5で低下傾向を示しているが、原因としては明確ではないが冬期の水温の低い時期はテトリタスなどの比較的大きな有機物の水中での分解が遅いことなどが考えられる。

図-4-8に粒度分布から求めた中央粒子径（以下MDとする）の結果を示したが、変動が大きく、傾向がつかめなかった。ただ、8月の結果はSt.Mにおいては水深によらず一定値を示した。後述するが、8月のサンプルは元素濃度も非常に似通っており、水深による変動が少なく、降雨による影響が大きいと考えられる。

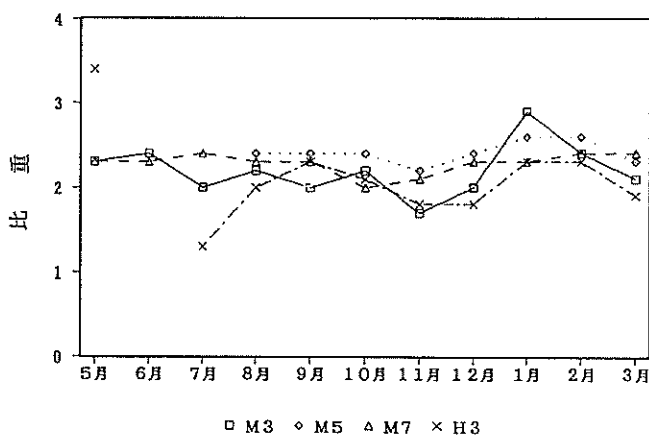


図-4-6 比重の月別変化

③ 元素分析値

図-4-9~19にアルミニウム (Al)、珪素 (Si) 等11元素の結果を示す。

図-4-9はAlの結果であるが、7月と9月を除いては大きな変動はなく、また地点間での差もあまりなかった。しかし、ほぼ定常状態である11月~3月にかけてはSt.Mに比較してSt.Hで低値を示した。Alは土壤などに由来する元素であり、プランクトンなどの生物生産による内部負荷はほとんどなく、河川からの流入によるものが大部分であるといわれている¹⁰⁾。調査地点の項でも述べたように、St.

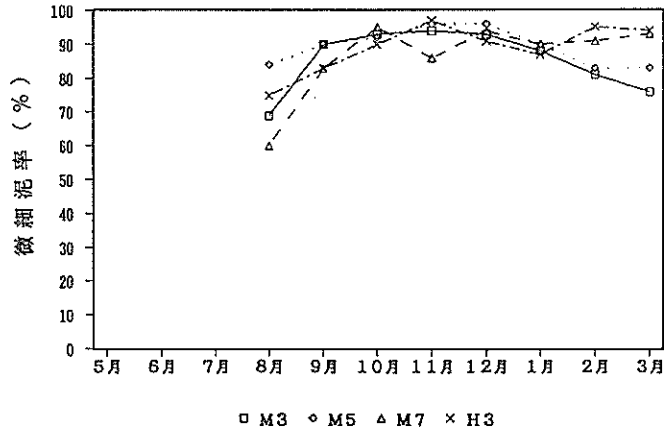


図-4-7 微細泥率の月別変化

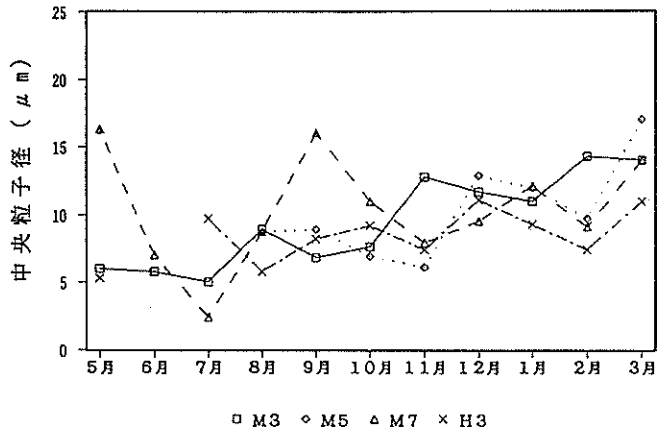


図-4-8 中央粒子径の月別変化

Mは帷子川の河口部に位置しており、河川の影響によりAlの値が大きくなったと考えられる。また、9月を除いた5月～10月の値でM3のAl濃度が低くなっているが、これは一般に生物生産は水面近くの日照の大きい場所、即ち表層付近で活発になるため、捕集物質中に生物由来の沈降性粒子が多くなったため、Alの濃度が低くなったと考えられる。これと同様の理由でM7でのAlの変動が一番小さくなっていると考えられる。Alの濃度が最低値を示したのはM3-9であるが、この時は生物生産に密接に関係する平均気温が調査期間中で最高値であり、前述した要因の影響が考えられる。8月は4地点ともほぼ同一の値を示したが、この月は調査期間中で降雨が一番多かった月であり、河川からの流入が大きくなったことが要因と推察される。後述するが、淡水生種の珪藻が最大値を示したのも8月であり、河川からの流入が大きかったことを示すものである。

図-4-10はSiの結果である。Siは土壌中にも含まれるものであり、Alとは異なり珪藻などにより取り込まれ生物生産に伴って海水中から除かれる元素である¹¹⁾。このためSiの変動パターンはAlとは異なっており、Siでの最高値を示したM3-9はAlでは最低値を示しており、両元素の性格の違いを現している。M3-9は生物生産の非常に活発な時であり、珪藻由来のSiがセディメントトラップ中に捕集さ

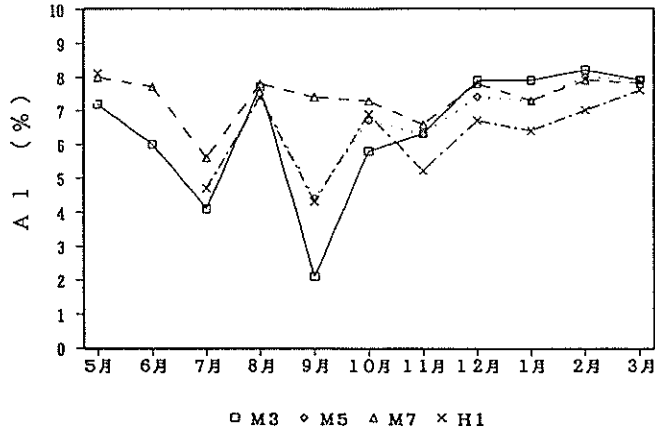


図-4-9 アルミニウム (Al) 濃度の月別変化

れたと考えられる。また、Siが最低値を示したのはM3-6であり、後述するがこの試料はT-CやT-Nの有機物含量を示す項目が最大値を示し、他の試料に比較してSiやAlなどの土壤成分より有機物が多い試料であった。

図-4-11、12はチタン (Ti) と鉄 (Fe) の結果であるが、TiとFeはAlと同様に主として土壤に由来する元素であり¹²⁾、生物生産の影響をあまり受けない。このため変動のパターンはAlとほぼ同様であった。

図-4-13はカルシウム (Ca) の結果であるが、あまり大きな変動はなかった。ただM3-10、11とH3-9がやや大きい値を示した。Caは貝殻片などの混入により大きく影響されると考えられるが、今回の変動要因については明らかでない。

図-4-14はマンガン (Mn) の結果であるが、Mnは還元状態になると溶出することが知られている。通常、横浜港の水域では水温の上昇にともなって水層の成層化が起り、上層と下層の水の混合がなくなり、下層水の溶存酸素濃度が極端に低くなる。このように、下層においては溶存酸素の低下とともに酸化還元電位 (ORP) も低くなり、底質層では還元状態となる。セディメントトラップ内でも捕集期間が約30日間と長いとため捕集物の堆積とともに還元状態になり、後述するが7月～10月においてはORPがマイナス値を示した。Mnはこのように河川からの流入の影響か、内部生産によるものかの要因の他に、セディメントトラップ内での変質も考慮しなければならず、濃度の変動要因は複雑である。図をみると5月のM3、7月のM7、11月のH3、12月のM3、M5、H3で濃度が高くなっている。変動要因については、複雑なため明言できないが、St.M1についてはORPがマイナス値を示した7～10月の値がやや低く、セディメントトラップ内での溶出が推察される。また、1月からはほぼ全地点とも一定値を示した。

図-4-15はイオウ (S) の結果であるが、全般的に気温の高い6月～10月にかけて高い値を示した。Sはセディメントトラップに捕集された物質中に元来存在したものと、セディメントトラップ内が還元状態になったときに、硫酸還元菌により海水中の硫酸イオンが還元されて捕集物質に移行したものとが考えられる。

図-4-16はリン (P) の結果であるが、変動の傾向は各水深で類似した動きを示し、8月と1月で濃度が高くなっている。Pはプランクトンなどの生物生産と密接な関係にあるため、P濃度の変動要因

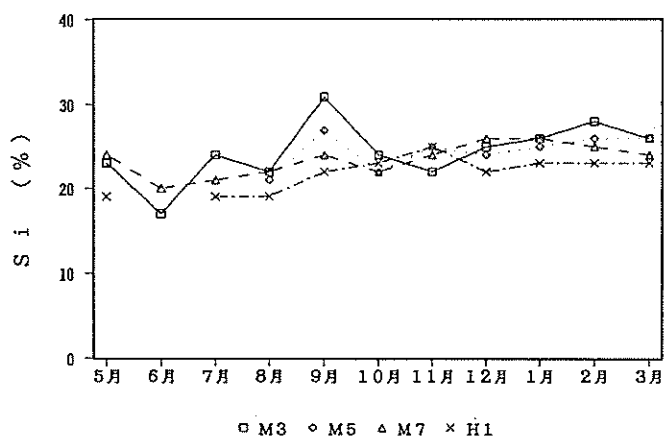


図-4-10 珪素 (Si) 濃度の月別変化

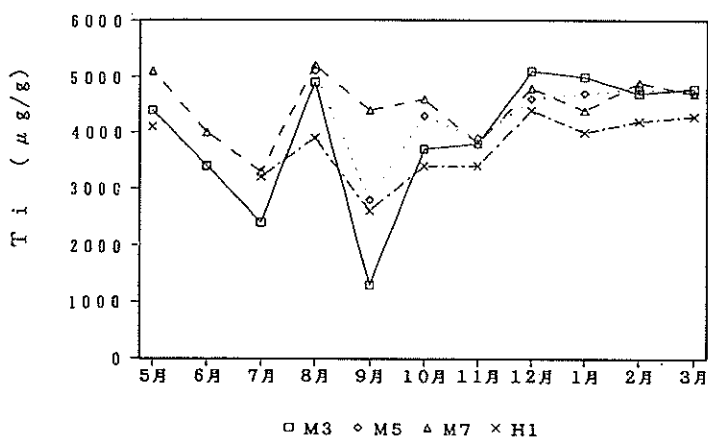


図-4-11 チタン (Ti) 濃度の月別変化

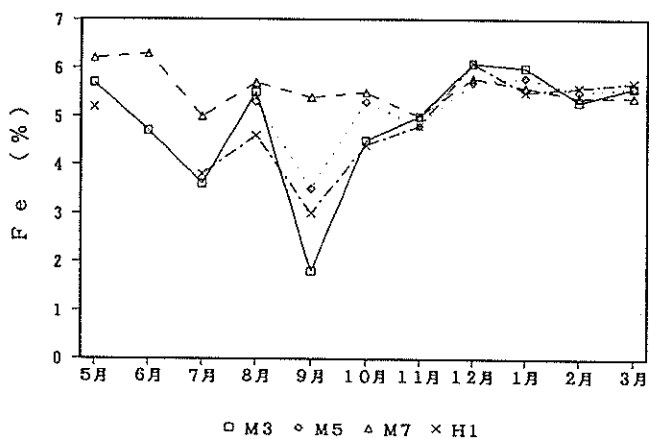


図-4-12 鉄 (Fe) 濃度の月別変化

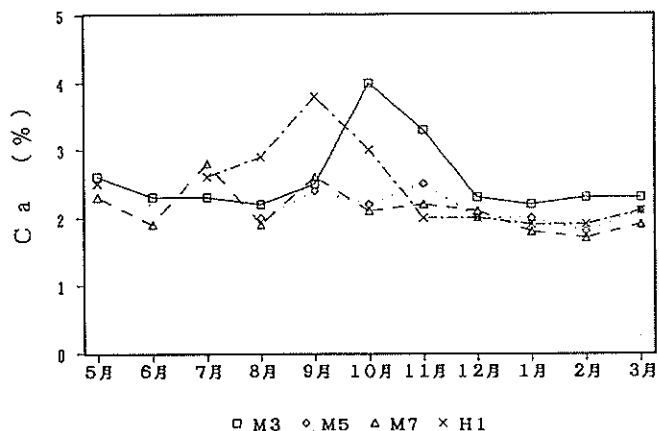


図-4-13 カルシウム (Ca) 濃度の月別変化

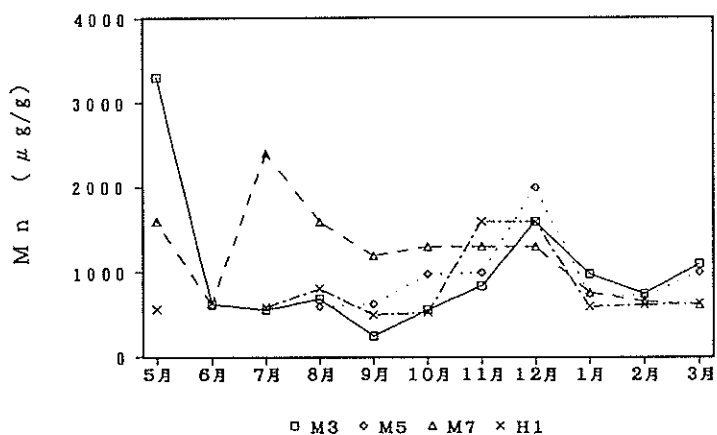


図-4-14 マンガン (Mn) 濃度の月別変化

は非常に複雑であると考えられ、今回の結果から特定することはできない。一般に、水域でのP濃度が高くなるとプランクトンなどの生物の増殖が活発になり、これらのプランクトンにPが取り込まれる。そしてプランクトンが死滅すると、遺骸とともにPが底質に堆積する。しかし、Pは両性物質であり夏期などに底質が還元状態になると再び水域へ溶出し、プランクトンの増殖を促すことになる。このようにPは水域での赤潮の発生など生物生産に非常に深い関わりがある元素である。

図-4-17は亜鉛(Zn)の結果であるが、M5-3を除けば、あまり特徴的な変動は示さなかった。M5-3の4800ppmという値を示した原因は特定できない。Znは人為的汚染を表す代表的な元素で、Zn濃度の大小により汚染度が判断できる。底質中のZn濃度としては河口域よりも運河部で高濃度を示し、海域へ流入する以前の汽水域で底質中へ移行することが確認されている¹³⁾。このことから考えるとZn濃度の変動要因は河川からの巻き上がりによる流入の影響が大きいことになる。しかし、Zn濃度は降雨量の最大値を示した8月に最大値を示していない。Zn濃度の変動要因についてはさらに検討を要する。

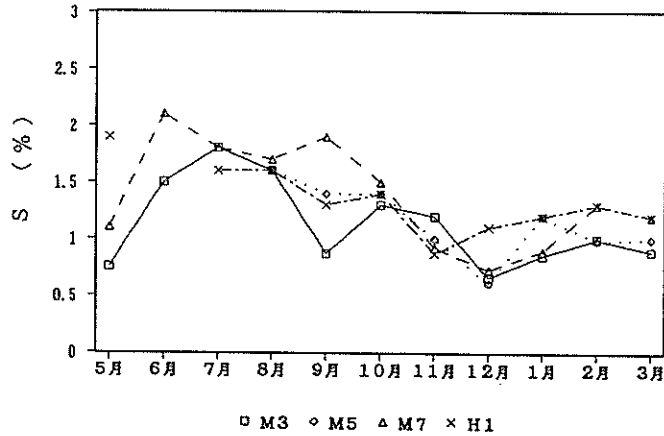


図-4-15 イオウ (S) 濃度の月別変化

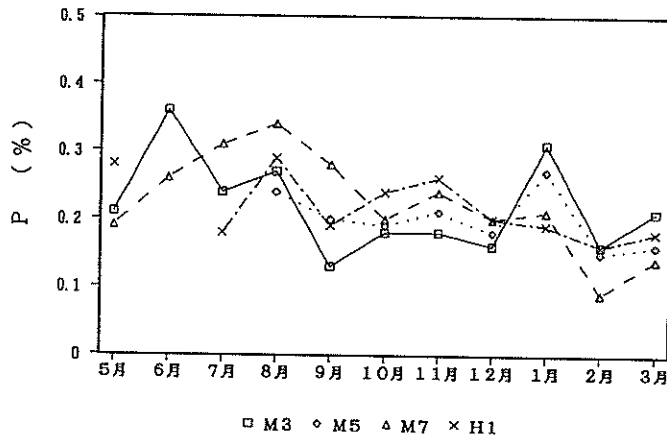


図-4-16 リン (P) 濃度の月別変化

図-4-18はT-Cの結果であるが、M3で変動が大きい。M3-6、7、9で高い値を示したが、9月は生物生産が活発な時期で、生物由来のT-Cが多くなったと考えられる。7月も後述するが比珪藻数が比較的高い値であったので同様な要因が考えられるが、6月については明らかでない。水深による傾向は、M3>M5>M7となっている。これはAlなどとは逆に、T-Cが生物生産に基因するため、生物生産の活発な表層付近で値が高くなったと考えられる。また同様な理由で7月～9月あたりの値が高い傾向を示している。

図-4-19は全窒素 (T-N) の結果であるが、T-NはT-Cとほぼ同様な傾向を示した。

④ 珪藻

図-4-20～23に珪藻の分析結果を示す。

図-4-20に比珪藻数の結果を示す。比珪藻数とは、捕集物質中の総珪藻数を捕集物質質量 (g) で除した値である。7～10月にかけて高い値を示し、この期間は生物生産が活発であったと考えられる。M3では7月と9月に比珪藻数の値が高く、この時はSiの濃度も高い。これに対して、Alの濃度は低かった。しかし、比珪藻数が最大値となったM5、M7の10月のサンプルではAlとSiの濃度に大きな変

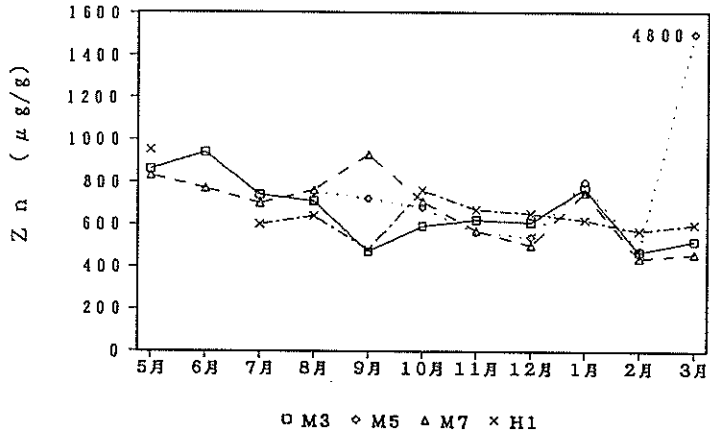


図-4-17 亜鉛 (Zn) 濃度の月別変化

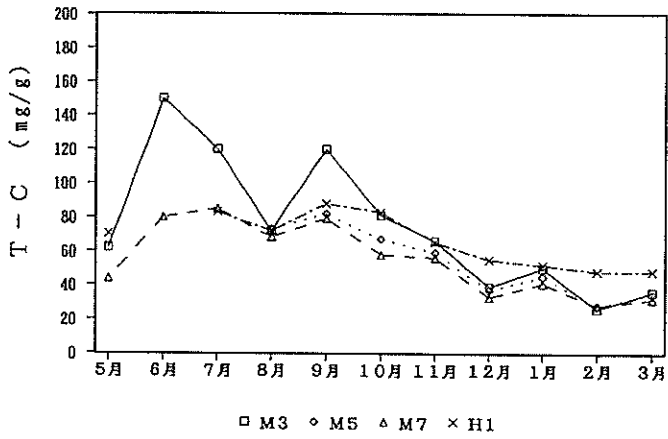


図-4-18 全炭素 (T-C) 濃度の月別変化

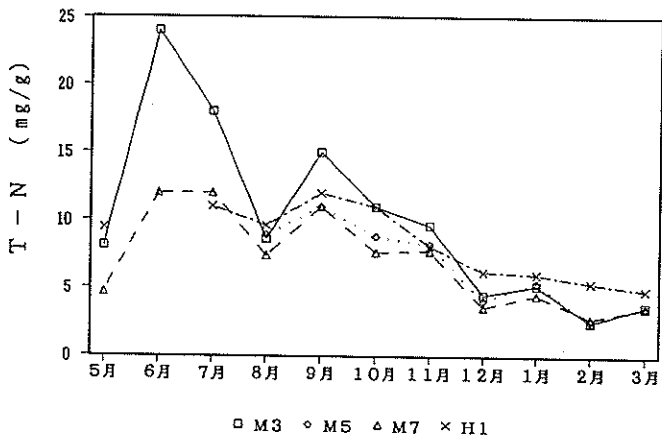


図-4-19 全窒素 (T-N) 濃度の月別変化

化は見られなかった。これは珪藻の増殖に伴うAlとSiの濃度変動は表層付近の生物生産の大きい場所でのみ成立するもので、水深のやや深い場所では底質からの巻き上げなどの要因によりそのような変動がみられなくなったと考えられる。

図-4-21に海・汽水生種の *Skeletonema costatum* (以下 *S. costatum* とする) の結果を示す。*S. costatum* は東京湾などにおける代表的な赤潮生物である¹⁴⁾。10月に非常に多く確認されている。またM3で少ないのに対して水深の深いM5、M7で多くなっている。これはセディメントトラップ内に捕集される珪藻は水流などを考えれば、設置した場所で発生したものではなく、赤潮が発生後なんらかの環境因子の変化により消滅し、活性の低下した珪藻が沈降するとともに、港内における水流により運ばれ、セディメントトラップに捕集されたためと推察される。

図-4-22には同じく *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. の結果を示す。両珪藻とも *S. costatum* と同様に赤潮生物の代表的なものである。8、9月の夏期に出現数が大きくなっている。このセディメントトラップ内の珪藻の構成種から考えると、横浜港において赤潮を形成する珪藻として、真夏の8、9月には *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. が優占種となり、初夏及び晩夏には *S. costatum* が優占種になる傾向が認められる。

図-4-23には淡水生珪藻の総数を示す。淡水生の珪藻は主に河川から流入したものである。降雨量と河川での珪藻の増殖状況がその変動の大きな要因となる。実験期間中の降雨量は8月が最大であり、また気温も高かったため、淡水生珪藻も最大値を示した。降雨量が次に大きかったのは10月であるが、淡水生珪藻の数はあまり多くなっていない。これは8月から降雨量が連続して多かったため、既に掃流されていたことと、気温の低下により珪藻の増殖が低くなったことなどによると推察される。

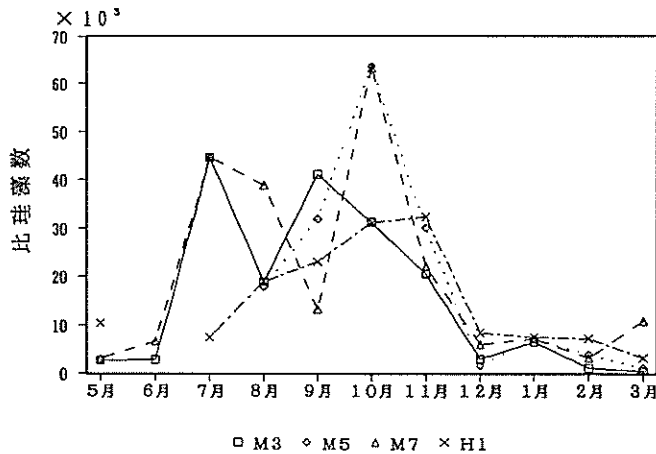


図-4-20 比珪藻数の月別変化

4-3-2 水質

セディメントトラップ中の水質分析結果を図-4-24~27に示す。セディメントトラップのロート部より上部を上層、捕集物質が溜る下部を下層とした。

① 塩分及び酸化還元電位

図-4-24に上層での塩分の結果を示す。塩分は実験期間中の水層の状態を表す項目である。測定

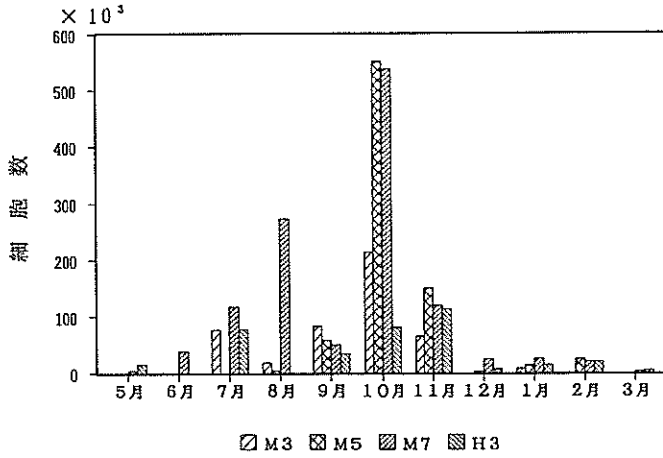


図-4-21 *Skeletonema costatum* の月別変化

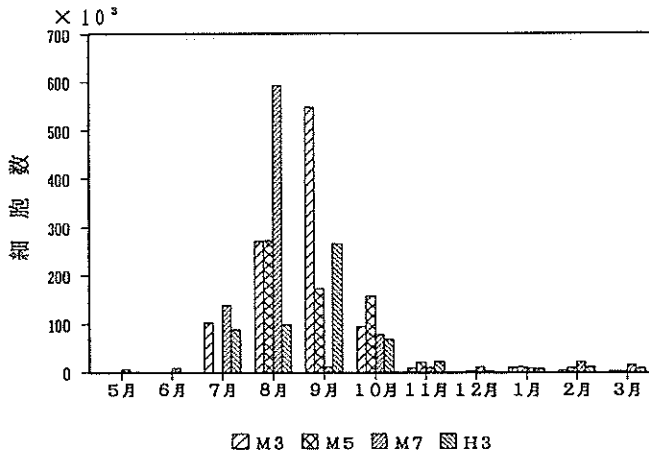


図-4-22 *Thalassiosira* spp. と *Coscinodiscus* spp. の月別変化

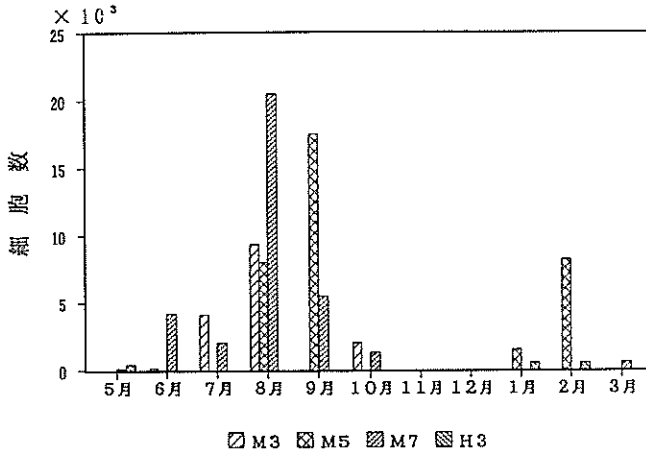


図-4-23 淡水珪藻の月別変化

は7月から行った。7月～9月にかけては水深の浅い部分で塩分濃度が低く、成層化していたことがわかる。

図-4-25には下層での酸化還元電位の結果を示す。7月～10月にかけてセディメントトラップの下層水においてマイナス値を示し、還元状態になっていた。

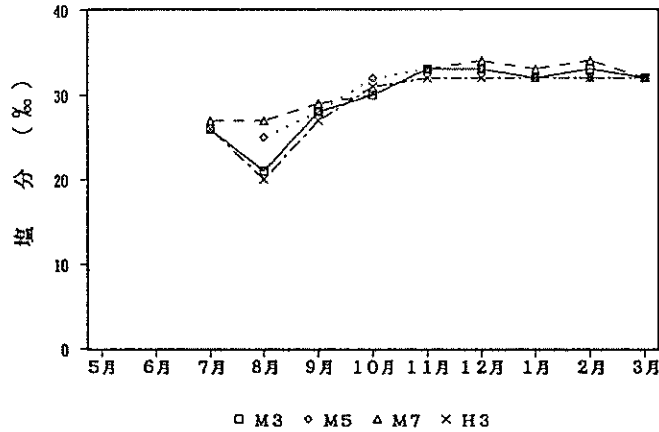


図-4-24 塩分濃度の月別変化

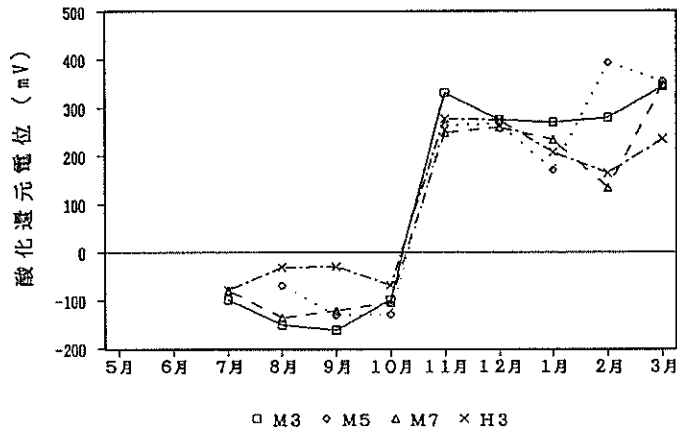


図-4-25 酸化還元電位 (ORP) の月別変化

② 化学的酸素要求量、クロロフィルa

図-4-26には下層での化学的酸素要求量 (以下CODとする) の結果を示す。CODはセディメントトラップ内での捕集物質の分解などについて確認するための項目である。7月～10月の下層水での値が大きく、セディメントトラップ内での捕集物質からの溶出、分解が推察される。しかし、7月～10月にかけての捕集量は約10g程度と他の回収月に比較して多く、水中へ移行した部分の補正は必要ないと考えられる。

図-4-27は下層でのクロロフィルa (以下Chl.aとする) の結果であるが、生物生産の活発な8月～10月にかけて値が大きくなっていった。

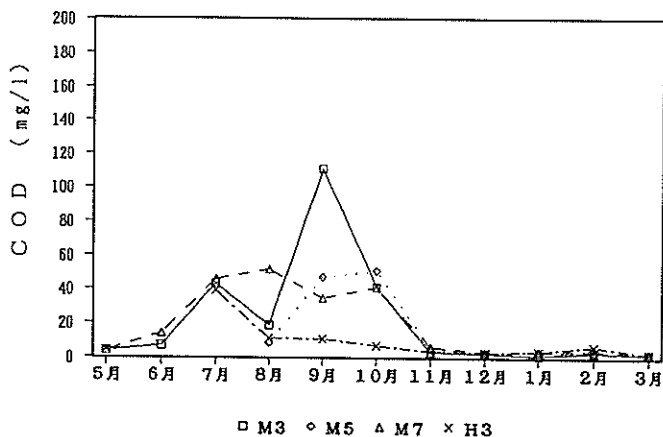


図-4-26 化学的酸素要求量 (COD) の月別変化

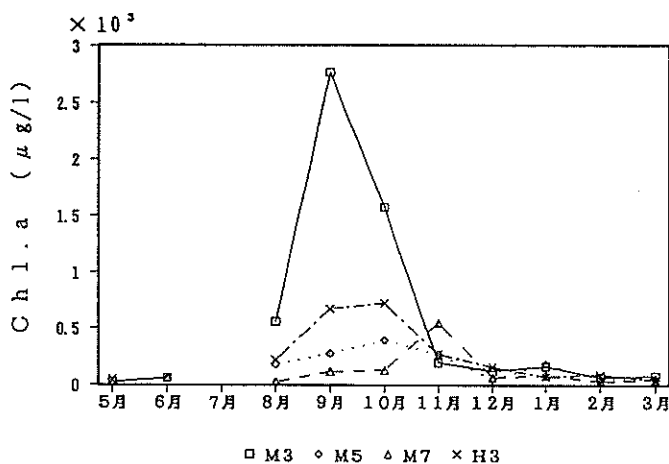


図-4-27 クロロフィルaの月別変化

4-4 底質の堆積要因の解析

セディメントトラップに捕集された沈降性粒子の起源、すなわち底質の堆積要因について、実験期間中の気象条件などの外的要因を加味して考察する。

横浜港内港地区における底質の堆積要因は、

- ① 河川からの流入負荷
- ② 生物生産による内部負荷
- ③ 底質の再浮上による負荷 (水域全体としては増減にならない) が主要因と考えられる。

①には流入河川の水量に支配される。そこで今回は河川流量に直接関与する要因は降雨量のみとして、横浜地方気象台での気象月報の降雨量に関するデータを用いた¹⁵⁾。また、河川流入負荷は河川水質との積で関与するとして、河川水質については横浜市水質課の水質自動測定所が設置されている、帷子川の柳橋における濁度の日平均値を用いた¹⁶⁾。

②は主として水温により支配されると考えられるので、同様に気象月報の平均気温の値を用いた。また、生物生産の大小は水質のChl.a濃度によって判断できるので、公共用水域水質測定結果の横浜港における結果を用いた¹⁷⁾。

③は①と同様な要因によるかく乱と、水域での水流及び水層の構造（成層化など）と風速に支配されると考えられるので、公共用水域水質測定結果の横浜港における水温と塩分の結果と気象月報による日平均風速の値を用いた。

4-4-1 実験期間中の気象条件と水質条件

① 気象条件

図-4-28、29及び表-4-3に実験期間中の降雨量、平均気温及び平均風速を示す。また、表-4-4に平年値との比較を示す。ただし表-4-3での月と表-4-4での月は一致していない。(例えば、表-4-3の5月は4/15-5/17であり、表-4-4の5月は5/1-5/31である。)

8月回収と10月回収で降雨量が多くなっている。特に8/11には129.5mmの雨量を記録している。また2月、3月回収も冬期としては降雨量が多くなっている。平年値と比較すると、8月、9月、1月、2月は平年に比較して144%~237%も多い降雨量を記録している。

また、平均気温は9月回収が24.5℃と最も高く、次いで8月回収、7月回収となっている。平均気温が最低であったのは1月回収で7.2℃、次いで2月回収、3月回収の順であった。これを平年値と比較すると7月で-2.6℃、1月では+3.0℃、2月では+2.0℃となっている。

平均風速は季節による変動がそれほど大きくなく、最大値は2月回収の3.9m/s、最小値は7月回収の2.8m/sであった。傾向としては夏期に小さく、冬期に大きいと顕著ではない。

以上のように実験期間中の気象条件は、降雨量は平年に比較して夏期及び冬期で約1.4-2.4倍と多く、平均気温は初夏が低めで、冬期は暖冬であった。また、風速は冬期にやや大きめであった。

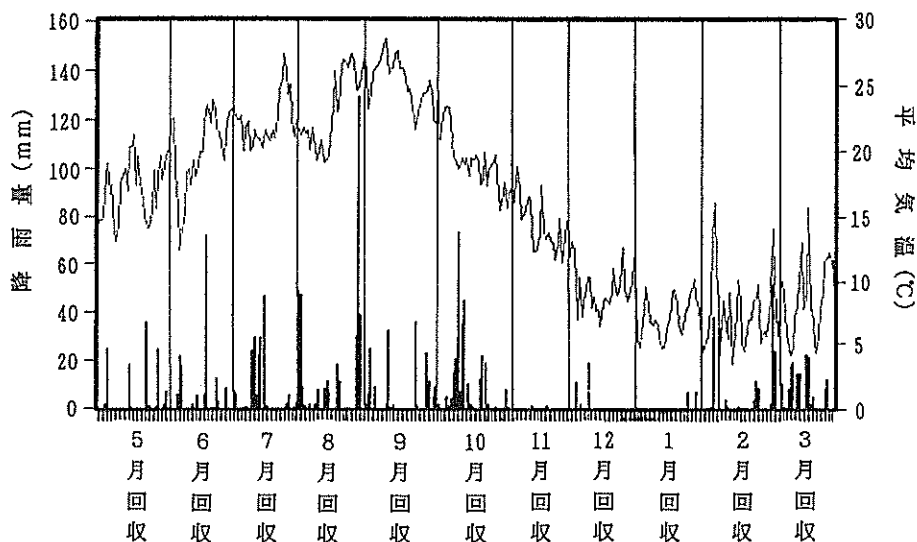


図-4-28 実験期間中の降雨量及び平均気温

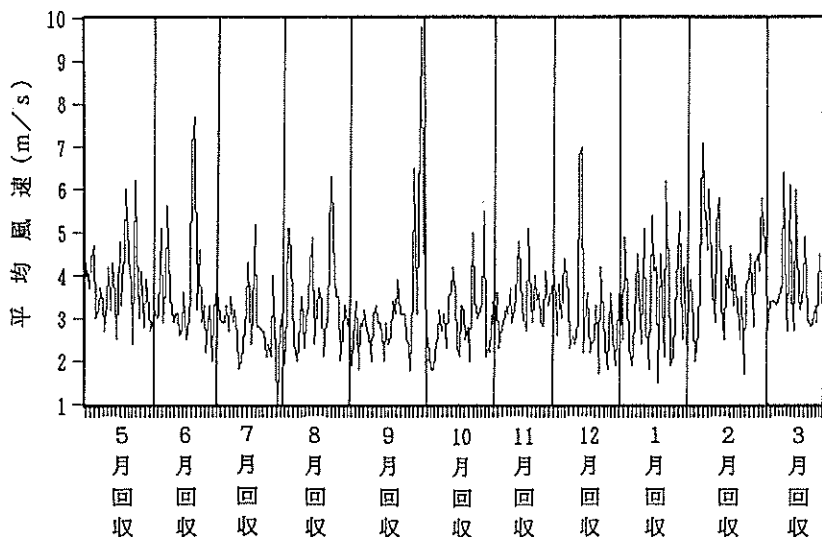


図-4-29 実験期間中の平均風速

表-4-3 実験期間中の気象条件

	5月回収	6月回収	7月回収	8月回収
降雨量mm	117.5	155.5	183.0	371.5
平均気温℃	17.0	19.9	22.3	22.5
	9月回収	10月回収	11月回収	12月回収
降雨量mm	162.0	282.5	2.5	31.0
平均気温℃	24.5	19.0	14.3	9.3
	1月回収	2月回収	3月回収	
降雨量mm	13.0	175.5	155.0	
平均気温℃	7.2	7.6	8.4	

② 水質条件

図-4-30、31に実験期間中の水質自動測定所のCOD及び濁度と、降雨量を重ね合わせた結果を示す。降雨に対応してCOD、濁度とも変動している。しかし、7月から8月の前半にかけての断続的な降雨に対しては、初期に比較して後期にはCOD、濁度とも変動幅が小さくなっている。これは初期の降雨によって河床中の底質が掃流されたため、後期の降雨に対しては変動が小さくなったためと考えられる。つまり、降雨に対するCODや濁度の水質変化は、降雨時に於ける先行無降雨数が大きく関わっている。例えば、先行無降雨日数が多い1月後半の降雨は雨量自体は40mm程度であるがCOD、濁度は急激な増加を示している。同じ降雨量であっても先行無降雨日数を考慮しなければならない。

図-4-32、33に公共用水域水質測定結果の表層(0.5m)と下層(10m)における水温のデータを示す。水質測定計画は月に1回の頻度であるため、採水時の状況にデータが大きく左右されると考えられるので、参考のため過去7年のデータも示してある。実験期間中は7月から表層と下層の水温に

表-4-4 平年値との比較

	4月	5月	6月	7月
降雨量mm	-11.7(92%)	-38.7(76%)	+57.6(127%)	+12.6(109%)
平均気温℃	+0.3	-0.2	+0.6	-2.6
平均風速m	-0.1	+0.3	-0.2	-0.1
	8月	9月	10月	11月
降雨量mm	+172.8(231%)	+102.9(152%)	-120.2(36%)	-71.8(31%)
平均気温℃	±0.0	-0.3	±0.0	-1.0
平均風速m	-0.4	±0.0	-0.3	+0.2
	12月	1月	2月	3月
降雨量mm	-58.7(0%)	+26.8(144%)	+98.2(237%)	+30.2(125%)
平均気温℃	+0.4	+3.0	+2.0	+1.0
平均風速m	+0.2	+0.6	+0.4	+0.4

差が始め、成層化の現象が起こっている。この状態は9月まで継続していた。つまり、7月から9月にかけては表層に密度の小さい河川水が存在し、下層には密度の大きい海水が存在する、いわゆる「塩水くさび」が形成されている。過去のデータでは5月頃から成層化の状態が出現しており、実験を行った年は例年に比べて遅れている。しかし、月に1回のデータであることを考慮しなければならない。

図-4-34、35には同様に塩分の結果を示す。塩分は成層化の他に潮の満干による影響もあり、水温ほど単純ではないが、表層と下層との差が大きくなるのは7月からであった。過去のデータでは、どの年も夏期には表層での塩分濃度が低く、成層化しているが、その状況は年によって異なっている。

図-4-36、37にクロロフィルaの結果を示す。Chl.aは表層のみで測定されている。6月と9月にピークが認められ、11月から4月にかけてはほぼ横ばいである。過去のデータにおいてChl.aのピークが現れる月は一定しておらず、調査と赤潮発生とのタイミングによって決まると推察される。しかし、ピークが出現するのは、生物生産が活発になる6月から9月にかけてがほとんどである。

4-4-2 堆積要因の回収月による特徴

前述の気象条件及び水質条件から推察される回収月毎の堆積要因について検討した。堆積要因は、次のような条件に支配されるとする。

- ①河川からの流入負荷は降雨量（正確には河川流量）と河川水質に支配される。
- ②生物生産による内部生産負荷は平均気温とChl.a濃度に支配される。
- ③底質の再浮上は水域の成層化の状況と平均風速に支配される。

その検討結果を表-4-5に示す。ただし、③については平均風速が明確な季節変動が認められないため、成層化の顕著な夏期における平均風速の最小値であった7月回収を「小さい」に、混合期と考えられる冬期で平均風速が最大値であった2月回収を「大きい」とした。

1月回収は降雨量が13mmと非常に少なく、平均気温も最低値であるので、河川流入負荷、内部生産負荷とも小さいことが予想され、両要因の対照として考えられる。また、7月及び9月回収は平均気温は高いが、降雨量は目立って多くないので、内部生産負荷が大きな要因となると考えられ、1月回収と比較して内部生産負荷による影響が確認できる。同様に2月回収は再浮上の要因は明確でないの

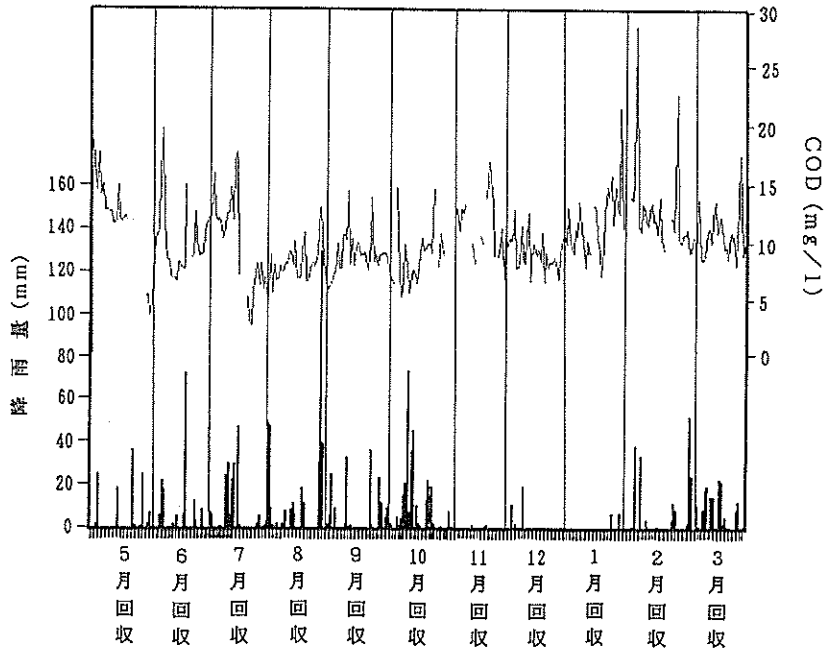


図-4-30 実験期間中の降雨量とCOD (帷子川 柳橋)

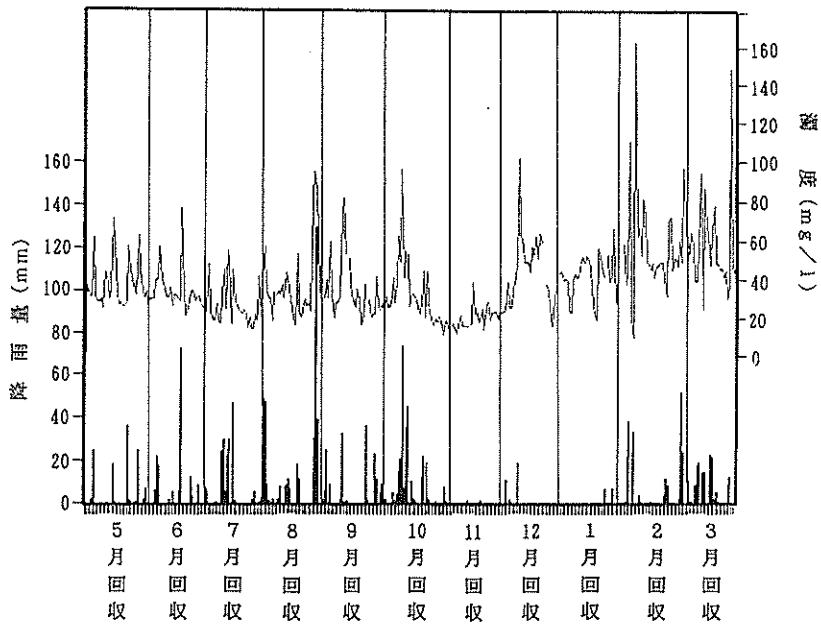


図-4-31 実験期間中の降雨量と濁度 (帷子川 柳橋)

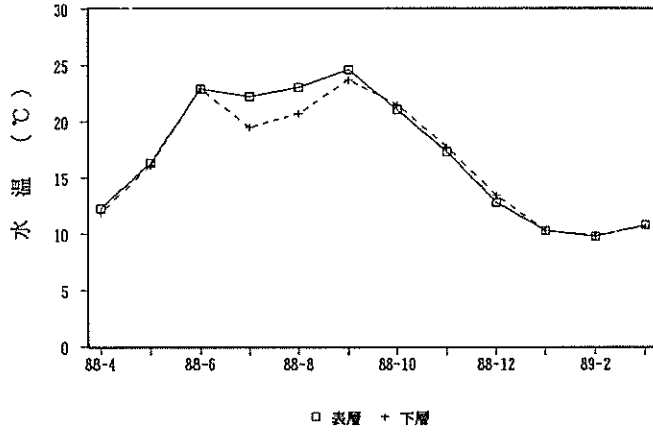


図-4-32 水温の月別変化

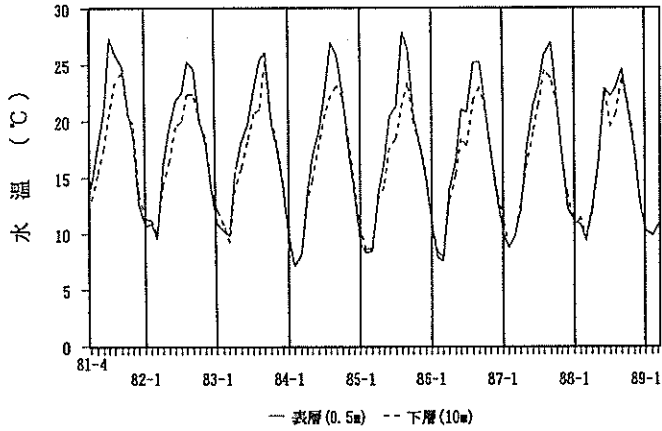


図-4-33 水温の経年変化

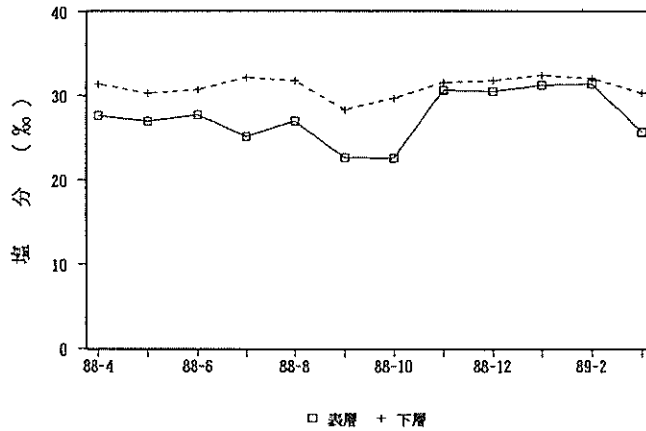


図-4-34 塩分濃度の月別変化

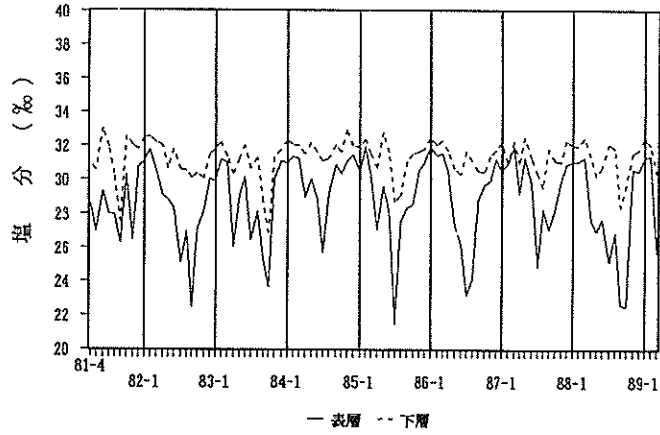


図-4-35 塩分濃度の経年変化

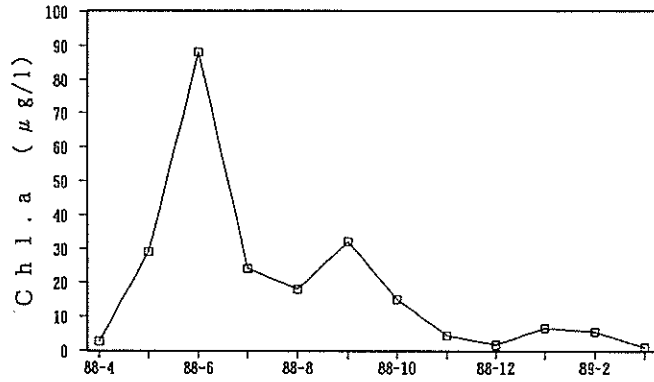


図-4-36 クロロフィルaの月別変化

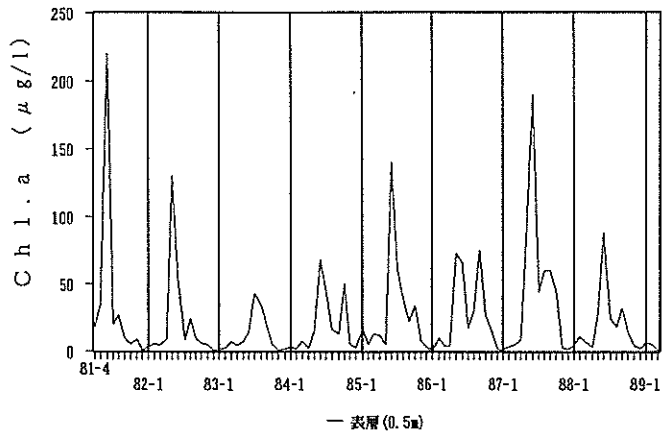


図-4-37 クロロフィルaの経年変化

表-4-5 回収月毎の堆積要因

	5月回収	6月回収	7月回収	8月回収
河川流入				大きい
内部生産			大きい	大きい
再浮上			小さい	

	9月回収	10月回収	11月回収	12月回収
河川流入		大きい	小さい	
内部生産	大きい	大きい		
再浮上				

	1月回収	2月回収	3月回収
河川流入	小さい	大きい	
内部生産	小さい	小さい	
再浮上		大きい	

で除くと、河川流入負荷による影響を確認することができる。8月回収と10月回収は内部生産負荷、河川流入負荷がともに大きいと考えられるので両者の寄与率を算出する必要がある。

4-4-3 底質の堆積要因

次に、内部生産負荷、河川流入負荷の占める比率について検討した。

1月に回収したものは内部生産や河川流入による影響が非常に小さいと考えられる。そこで1月回収のサンプルを対照試料とすると、付表-4-1の分析結果から、内部生産の影響が大きいと考えられる7月と9月は、AlやTiなどの生物生産に関与しない元素は濃度が1/2~1/4と低く、逆にT-CやSiは濃度が高くなり、特にT-Cは2倍程度の値となっている。また、河川流入の影響が大きい2月回収のものは、土壌などに由来するAlの濃度が高めになり、逆にT-Cは1/2程度の値となっている。この傾向は河川の影響の大きいSt.Mにおいて顕著に認められるのに対して、St.Hにおいては河川流入の影響はほとんど認められない。河川からの流入負荷によりT-Cが低くなるのは、降雨により地表面から土砂などが掃流されるためと、河川に堆積していた底質が再浮上して流入するためと考えられ、実際に河川底質中のT-C濃度は30mg/g程度であり¹³⁾、セディメントトラップ捕集物質に比較してかなり低くなっている。

内部生産負荷の起源としては動物プランクトン及び植物プランクトンなどがある。一般に生態系の構成としては、低次の生産者の占める割合が大きいピラミッド構造であるとされており、このことから植物プランクトンの占める割合が大きいと考えられる。植物プランクトンはさらに*Skeletonema costatum*などの珪藻、*Heterosigma akashiwo*などのラフィド藻などに分類される。このうち珪藻は死滅後もその殻が残るため、セディメントトラップ捕集物質中での同定が可能である。そこで、内部生産による負荷の指標として珪藻数を用いて解析を行った。しかし、ここでの内部生産負荷はあくまでも珪藻によるものに限られる。

総珪藻数と捕集物質質量との関係を図-4-38に示す。M3-8、M5-2・8の5サンプルが回帰直線より高く外れている。8月と2月は河川流入の影響が大きいと考えられる月で、その増加分が回帰直線からのずれになっていると考えられる。この5サンプルを除くと、珪藻数の低い部分では若干ばらつく

ものの、相関係数0.82と高い相関を示す。図-4-39-42には地点別に分けた散布図を示す。地点別にみるとM3は相関係数0.93と非常に高くなっている。M5はサンプル数が少ないが、更に直線性がよく相関係数0.98という値を示している。M7は若干低くなり相関係数0.67である。H3は相関係数0.80とやはり高い相関性を示している。M7における相関性が若干低いが、この総珪藻数と捕集物質量との関係式を用いて内部生産と河川流入負荷の占める割合を算出した。

先に示した散布図のY切片は珪藻数がゼロの時、即ち内部生産の影響が無い時の捕集物質量を示している。この値は先の対照とすることができる1月回収の値とほぼ一致している。そこでこのY切片の値を顕著な内部生産負荷と河川流入負荷の影響が無い状態、すなわちバックグラウンド値（以下、B.G.値とする。）とする。ただし、捕集物質量がこの値よりも小さい場合はそちらを採用する。内部生産負荷と河川流入負荷の寄与率を求めなければならないのは、8月回収と10月回収のサンプルである。そこで各サンプルの総珪藻数と先の地点別に求めた回帰直線から、総珪藻数に対応する捕集物質量を算出し、その値を内部生産によるものとする。そして捕集物質量からB.G.値と内部生産による負荷を差し引けば、河川流入による負荷量を求めることができる。St.Hについては、T-Cの濃度変動などから河川流入負荷の影響はないとした。その結果を表-4-6に示す。M3では内部生産負荷の寄与率が43%であり河川流入負荷に比較して大きいことがわかる。M5は全月のデータが揃ってないので年間を通した結果ではないが、内部生産負荷と河川流入負荷とが約25%とほぼ等しくなっている。M7は内部生産負荷が12%、河川流入負荷が29%となっており、水深が深くなるにつれて河川流入負荷が増加している。St.Mの地点においては河川からの汚濁物質が流下するにしたがって沈降し、水深の深いポイントで河川流入負荷の寄与率が大きくなったと考えられる。

St.M、St.HはともにB.G.値が大きな寄与率を示しているので、このB.G.値について更に検討した。先にB.G.値は顕著な内部生産負荷と河川流入負荷が無い状態における捕集物質量であるとした。この顕著な内部生産負荷とは赤潮の発生などを指し、河川流入負荷とは大雨による河川水の濁流状態を指す。これ以外の定常状態における堆積要因は内部生産負荷、河川流入負荷及び底質の再浮上という3要因の積算と考えられる。先の散布図のY切片付近のデータではM5を除いてはかなりばらついており、幅をもって考えなければならない。また、内部生産負荷に関しては、珪藻のみしか考慮していない問題点もある。B.G.値の堆積要因の内訳については、さらに検討を要するところであり、赤潮の発生時における短時間のサンプリングによる捕集物質の成分分析、河川の濁流時における汚濁物質の成分分析などが必要と考えられる。

4-4-4 底質の堆積速度

年間を通した捕集量からFluxを求め、横浜港における表層泥の含水比と単位体積重量から見かけ上の堆積速度へ換算した。St.MについてはM7が底質に一番近いのでその値を採用すると、 $1.49\text{g/cm}^2/\text{y}$ となり、St.Hは $0.67\text{g/cm}^2/\text{y}$ となる。底質柱状試料の解析結果¹⁾と比較すると、St.Mでは $3.16\text{g/cm}^2/\text{y}$ 、St.Hでは $2.45\text{g/cm}^2/\text{y}$ となっており2~4倍の値となっている。しかし、底質柱状試料からの値は過去10数年間の平均値であり、その間の水質は改善方向へ向かっているため、現況については上乘せされている可能性が高い。それに対してセディメントトラップからの値は現況値であり、測定期間中の気象条件も平年に比較して特異的では無かったので、セディメントトラップの値は現況値を示していると考えられる。また、先のFluxから見かけ上の堆積速度に換算するとSt.Mで 3.1cm/y 、St.Hでは 1.4cm/y となる。

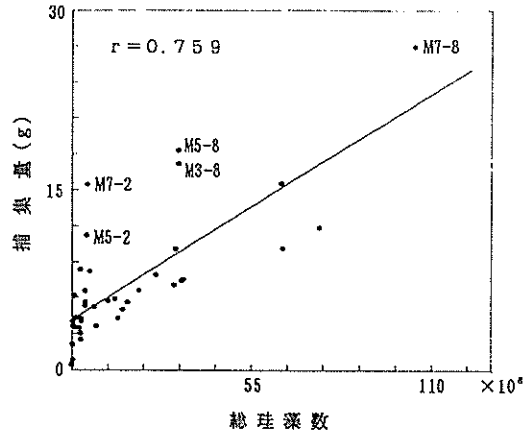


図-4-38 総珪藻数と捕集物質量
の散布図 (全地点)

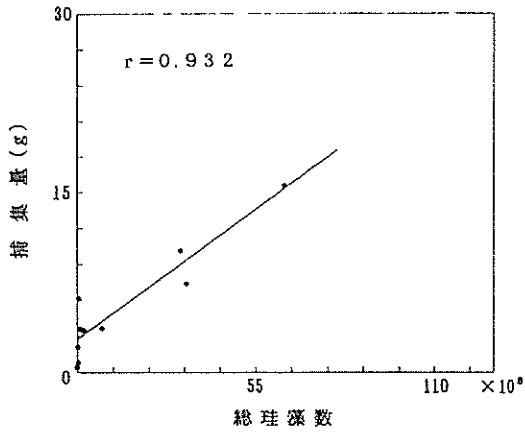


図-4-39 総珪藻数と捕集物質量
の散布図 (M3)

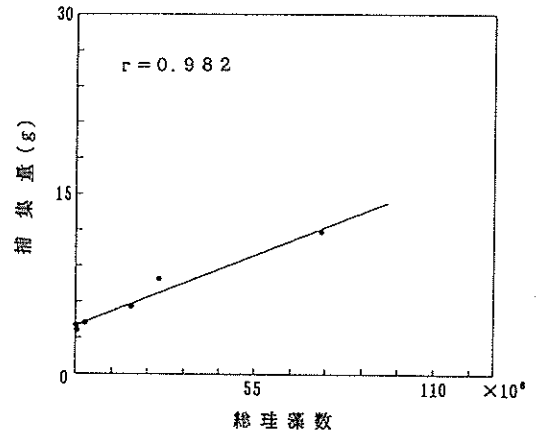


図-4-40 総珪藻数と捕集物質量
の散布図 (M5)

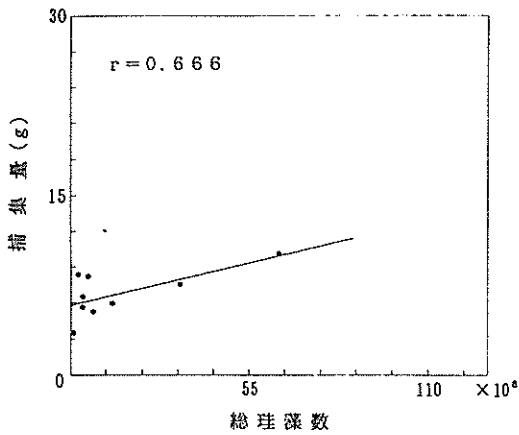


図-4-41 総珪藻数と捕集物質量
の散布図 (M7)

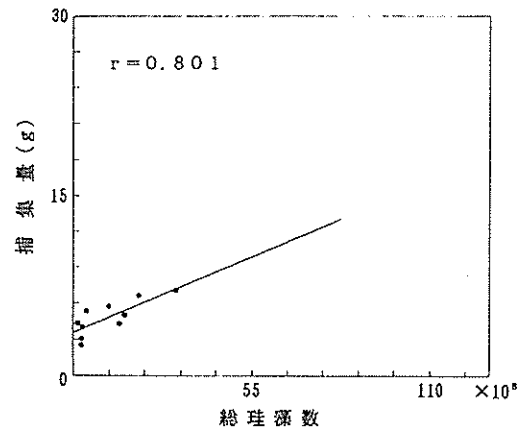


図-4-42 総珪藻数と捕集物質量
の散布図 (H1)

表-4-6 堆積要因

	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	合計	寄与率
M													
捕集量	0.51	0.86	7.55	17.18	15.64	10.2	3.68	3.72	3.6	6.2	2.23	71.37	100.0%
珪藻生産	---	---	4.96	6.43	13.05	6.34	---	---	---	---	---	30.78	43.1%
河川流入	---	---	---	8.16	---	1.27	---	---	---	---	---	12.03	16.9%
B.G.	0.51	0.86	2.59	2.59	2.59	2.59	3.68	3.72	3.6	2.6	2.23	28.56	40.0%
捕集量	---	---	---	18.3	8.03	11.9	5.73	3.71	4.3	11.3	4.09	67.36	100.0%
M													
珪藻生産	---	---	---	3.49	3.94	8.11	1.64	---	---	---	---	17.18	25.5%
河川流入	---	---	---	10.72	---	---	---	---	---	7.59	---	18.31	27.2%
B.G.	---	---	---	4.09	4.09	3.79	4.09	3.71	4.3	3.71	4.09	31.87	47.3%
捕集量	3.61	8.27	7.62	27	5.33	11.6	6.04	6.59	5.7	15.5	8.38	105.64	100.0%
M													
珪藻生産	---	0.34	1.7	6.53	---	4.01	---	---	---	---	0.15	12.73	12.1%
河川流入	---	2.01	---	14.55	---	1.67	---	---	---	9.58	2.31	30.12	28.5%
B.G.	3.61	5.92	5.92	5.92	5.33	5.92	6.04	6.59	5.7	5.92	5.92	62.79	59.4%
捕集量	2.56	---	6.66	5.79	7.06	5.05	4.4	3.1	4.1	5.4	4.4	48.52	100.0%
H													
珪藻生産	---	---	3.02	2.15	3.42	1.41	0.76	---	0.46	1.76	0.76	13.74	28.3%
河川流入	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
B.G.	2.56	---	3.64	3.64	3.64	3.64	3.64	3.1	3.64	3.64	3.64	34.78	71.7%

4-5 まとめ

横浜港の内港地区の2地点においてセディメントトラップを用いて沈降性粒子を約1年間にわたり捕集し、捕集物質の元素成分、珪藻数などを分析した。その結果と実験期間中の気象条件などから、底質の堆積要因、堆積速度について検討した結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 帷子川の河口前面においてのFluxは水深が深くなるに伴って増大した。
- (2) Fluxの季節変動は、夏期の7~9月にかけて増大傾向を示し、生物生産による影響が大きかった。
- (3) Alは生物生産にはほとんど関与しないため、捕集物質中の濃度は季節により大きく変動し、生物生産の寄与率のマーカーとなることがわかった。
- (4) SiとT-Cは、生物生産により水中から固定されるため、捕集物質中の濃度は生物生産が活発な季節で高くなっていた。
- (5) 横浜港で出現する珪藻種として初夏と晩夏においては*Skeletonema costatum*が優占種となり、盛夏においては*Thalassiosira* spp.と*Coscinodiscus* spp.が優占種となっていた。
- (6) 捕集物質量と捕集物質中の総珪藻数とは、相関係数0.67~0.98と高い相関性が認められた。
- (7) 上記の関係から見積られる珪藻による内部生産負荷量はM3で43%、M5で25%、M7で12%、H3で28%であった。また河川流入負荷量はM3で17%、M5で27%、M7で29%であった。
- (8) セディメントトラップの捕集物質量から計算される堆積速度は、帷子川の河口前面で1.49g/cm²/y、山下公園前面で0.67g/cm²/yであった。

謝辞

本研究を行うにあたり、多大な協力を得た横浜市港湾局港湾工事事務所柿崎健治氏、並びに港湾局関係各課の皆様には感謝します。

文献

- 1) 白柳康夫：横浜港における底質汚染（第1報），横浜市公害研究所報，12，85-96(1988)。
- 2) 横浜市港湾局：昭和62年度横浜港水質浄化調査（その2）報告書，(1988)。
- 3) 佐藤善徳：内湾で使用する沈降物捕集器（Sediment Trap）の形態に関する一考察，内湾沿岸域における沈降・堆積過程，日本水産資源保護協会，65-76(1981)。
- 4) 清木徹，伊達悦二，井澤博文：広島湾におけるセディメント・トラップ捕集物から推定した水中懸濁物の沈降フラックス，水質汚濁研究，8（5），42-51(1985)。
- 5) 畑幸彦：浅海域における沈降粒子捕集器及びその捕集物，内湾沿岸域における沈降・堆積過程，日本水産資源保護協会，86-106(1981)。
- 6) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討，横浜市公害研究所報，8，103-110(1983)。
- 7) 角皆静男：セディメントトラップと粒子沈降のメカニズム，内湾沿岸域における沈降・堆積過程，日本水産資源保護協会，7-8(1981)。
- 8) 八木健三：鉱物，東海大学出版会，(1976)。
- 9) 小倉久子他：河川における重金属の堆積機構，水質汚濁研究，2（3），173-180(1983)。
- 10) 鎌谷明善，高野正徳，森田良美：東京湾における懸濁物の化学的特徴，*Bulletin of Japanese Society of Scientific Fisheries*，49（2），251-258(1983)。

- 11) A.Kamatani, M.Takano : The behaviour of dissolved silica during the mixing of river and seawaters in Tokyo Bay, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **19**, 505-512(1984).
- 12) K.Matsunaga: An Estimation of Allochthonous and Autochthonous Organic Matter of the Fresh Sediments on the basis of Ti Content, *Jap.J.Limnol*, **43** (2), 113-120(1982).
- 13) 二宮勝幸, 白柳康夫, 小市佳延: 水域環境指標-II 主成分分析による底質評価, 横浜市公害研究所報, **11**, 83-109(1986).
- 14) 東京都環境保全局水質保全部: 昭和60年度・東京都内湾赤潮調査報告書, 101(1987).
- 15) 日本気象協会横浜支部: 神奈川県気象月報各号, (1988, 1989).
- 16) 横浜市公害対策局水質課資料.
- 17) 神奈川県・横浜市・川崎市・横須賀市・藤沢市・相模原市: 公共用水域測定結果, 昭和57年度版~昭和63年度版, (1983~1989).

付表4-1 セディメントラップ捕集物分析結果

捕集量	粒子径 φ _{cm}	A.I	S.I	P	S	Ca	Ti	Mn	Fe	Zn	T-C	T-N	Hy (77) 率 μm	比重	腐植率 %	比重量	淡水生種	S.C.*	T.spp* & C.spp*	
M3-5	0.51	0.074	7.2	23	0.21	0.75	2.6	4300	3300	5.7	860	62	5.0	2.3	---	2632	0	352	141	
M3-6	0.86	0.138	6.0	17	0.35	1.5	2.3	3400	620	4.7	840	150	5.8	2.4	---	2793	132	660	528	
M3-7	7.6	1.170	4.1	24	0.24	1.8	2.3	2400	550	3.6	740	120	5.8	2.0	---	44593	4100	75300	102500	
M3-8	17.2	2.577	7.1	22	0.27	1.6	2.2	4300	680	5.3	710	72	8.9	2.2	59	18856	9320	18640	271000	
M3-9	15.6	2.273	7.1	21	0.13	0.87	2.5	1900	240	1.8	470	120	6.8	2.0	90	41122	0	82800	547000	
M3-10	10.2	1.437	5.8	24	0.18	1.3	4.0	3700	550	4.5	590	81	7.6	2.2	93	31230	2050	214000	94300	
M3-11	3.7	0.634	6.3	22	0.18	1.2	3.3	3800	830	5.0	620	66	12.8	1.7	94	20534	0	64500	7372	
M3-12	3.7	0.577	7.9	25	0.16	0.65	2.3	3100	1600	5.1	610	39	11.7	2.0	53	2953	0	0	737	
M3-1	3.6	0.577	7.9	26	0.31	0.85	2.2	3000	980	5.0	770	50	11.0	2.9	88	6488	7990	9220	9220	
M3-2	6.2	0.501	6.2	28	0.16	1.0	2.3	4700	740	5.3	470	25	14.3	2.4	81	1116	1540	0	4510	
M3-3	2.2	0.432	7.9	26	0.21	0.89	2.3	4800	1100	5.6	520	36	14.0	2.1	75	355	0	0	2520	
M5-5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
M5-6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
M5-7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
M5-8	18.3	2.745	7.5	21	0.24	1.6	2.0	5100	590	5.3	750	73	8.7	2.4	84	17834	8000	4000	272000	
M5-9	8.0	1.167	4.4	27	0.20	1.4	2.4	2800	620	3.5	720	82	8.9	2.4	90	31938	17500	58400	171800	
M5-10	11.9	1.677	6.7	22	0.19	1.4	2.4	4300	980	5.3	680	67	8.8	2.4	92	56887	0	551000	157300	
M5-11	5.7	0.987	6.3	25	0.21	1.0	2.5	3900	930	4.8	560	59	8.2	2.2	96	30073	0	149900	20380	
M5-12	3.7	0.575	7.4	24	0.18	0.61	2.0	4500	2000	5.7	540	37	4.1	12.9	96	1589	2947	2950	2947	
M5-1	4.3	0.689	7.3	25	0.27	1.2	2.0	4700	740	5.8	800	45	5.4	12.0	50	7123	1532	13780	11920	
M5-2	11.3	1.642	8.0	26	0.15	0.99	1.8	4800	710	5.5	480	28	2.6	9.7	379	8192	24500	0	9120	
M5-3	4.1	0.792	7.9	26	0.16	1.0	2.1	4700	1000	5.6	4800	35	17.0	2.3	83	1041	0	0	2650	
M7-5	3.6	0.525	8.0	24	0.19	1.1	2.3	5100	1600	6.2	830	44	16.3	2.3	---	3021	4150	5281	5281	
M7-6	8.3	1.326	7.7	20	0.26	2.1	1.9	4000	610	6.3	770	80	7.0	2.3	---	6550	8000	38100	7920	
M7-7	7.6	1.181	5.6	21	0.31	1.8	2.8	3300	2400	5.0	700	85	12	2.4	---	44709	115800	115800	137900	
M7-8	27.0	4.050	7.8	22	0.34	1.7	1.9	5200	1600	5.7	760	68	7.4	2.3	60	38824	20460	279000	593000	
M7-9	5.3	0.774	7.4	24	0.28	1.9	2.6	4400	1200	5.4	930	79	11	16.0	2.3	83	13283	5480	50300	10360
M7-10	11.6	1.634	7.3	22	0.20	1.5	2.1	4600	1300	5.5	710	58	7.6	2.0	95	33181	1310	537000	77300	
M7-11	6.0	1.020	6.6	24	0.24	0.92	2.2	4300	1300	5.0	570	56	7.7	2.3	86	22079	0	119800	9040	
M7-12	6.6	1.021	7.8	26	0.20	0.73	2.1	4800	1300	5.8	500	33	9.5	2.3	94	6029	0	25010	11937	
M7-1	5.7	0.914	7.3	26	0.21	0.89	1.8	4800	760	5.6	750	41	4.5	12.1	90	7177	0	26070	8190	
M7-2	15.5	2.252	7.9	25	0.09	1.3	1.7	4900	550	5.4	440	28	2.8	2.4	91	3122	20980	0	21670	
M7-3	8.4	1.624	7.8	24	0.14	1.2	1.9	4700	510	5.4	450	32	14.0	2.4	93	10708	562	3490	14582	
H3-5	2.6	0.372	8.1	19	0.28	1.9	2.5	4100	560	5.2	950	70	5.3	3.4	---	10375	470	15960	15260	
H3-6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
H3-7	6.7	1.032	4.7	19	0.18	1.6	2.6	3200	580	3.8	600	83	9.7	1.3	---	7468	0	77800	88000	
H3-8	5.8	0.868	7.4	19	0.29	1.6	2.9	3900	800	4.6	440	72	5.8	2.0	75	18893	0	0	97700	
H3-9	7.1	1.026	4.3	22	0.19	1.3	3.8	2600	400	4.0	480	88	8.2	2.3	83	23980	0	34600	265800	
H3-10	5.1	0.712	6.9	23	0.24	1.4	3.0	3400	520	4.4	760	83	11	9.2	90	31160	0	81000	67000	
H3-11	4.4	0.758	5.2	25	0.26	0.87	2.0	3400	1600	4.8	670	65	7.4	1.8	97	32938	0	113800	21250	
H3-12	3.1	0.460	6.7	22	0.20	1.1	2.0	4400	1600	6.1	650	55	6.2	1.8	91	8223	0	6680	2980	
H3-1	4.1	0.657	6.4	23	0.19	1.2	1.9	4000	590	5.5	520	52	6.0	2.3	87	7887	522	15160	6262	
H3-2	5.4	0.785	7.0	23	0.16	1.3	1.9	4200	610	5.6	570	48	5.4	2.3	95	7301	512	19940	11260	
H3-3	3.4	0.852	7.5	23	0.18	1.2	2.1	4300	630	5.7	600	48	4.9	1.9	94	3200	0	4510	8443	

* *Stenotomus costellus*
 * *Idiosyncratus* spp
 * *Coccolithiscus* spp

5. 堆積年代を推定した底質柱状試料の作成

5-1 はじめに

底質柱状試料は水質汚濁の変遷を記録した重要な試料である。例えばPCB汚染に関しては、社会的に強い関心が寄せられるようになったのは1972年頃からであり、詳細な環境調査が実施されたのはそれ以降である。しかし、先の底質柱状試料の分析結果から、PCB汚染は1950年頃から起こっており、環境調査が実施される以前の状況を間接的にはあるが知ることができる。また、使用が禁止されてからの環境中の濃度の推移から、その消長について推察することも可能である。さらに、生物遺骸を分析することにより、過去に生息していた生物についての情報も得られる。

そこで、横浜港の2地点において底質柱状試料を採取し、堆積年代の測定を行った。

5-2 底質柱状試料の採取及び前処理

図-5-1に採取地点を示す。St.1は大岡川の河口部で、河川からの汚濁物質の負荷が大きいと考えられる場所である。St.2は防波堤の西側に位置し、St.1からは約1500m離れている。

試料の採取はダイバーにより、アクリルパイプ(直径100mm、長さ2m)を用いて行い、1地点において3本採取した。写真-5-1にSt.1で採取した試料を示す。

試料は、表層から1mまでは5cm毎に、その後は10cm毎に分取して分析に供した。なお、試料の採取は1989年9月30日に実施した。

5-3 分析項目及び方法

分析項目と方法を表-5-1に示す。

分析項目は放射性同位元素としては鉛-210、ビスマス-214及びセシウム-137とした。鉛-210とビスマス-214は堆積年代を推定するための項目である。測定時間は80000秒とした。なお、鉛-210とビスマス-214の測定は試料をタッパー容器に詰め、ラドン-226とビスマス-214が放射平衡になるよう約3週間密封した後、測定に供した。

その他に、鉛(Pb)、亜鉛(Zn)、銅(Cu)、水分及び比重の分析を行った。

5-4 結果及び考察

5-4-1 堆積年代の推定

底質の堆積年代を推定する手法としては、鉛-210法が通常用いられる。鉛-210は半減期が約22年で、約100年程度の年代を推定するスケールとして適している。鉛-210を基にした堆積年代は、次の関係式により得られる²⁾。

$$A(x) = A(0) \cdot \exp \{ -(0.693/\text{半減期}) \cdot (x/s) \}$$

A(x)：表面からの積算堆積重量が $x\text{g}/\text{cm}^2$ のところの過剰鉛-210濃度

A(0)：表面の過剰鉛-210濃度

x：表面からの積算堆積重量 (g/cm^2)

s：平均堆積速度 ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$)

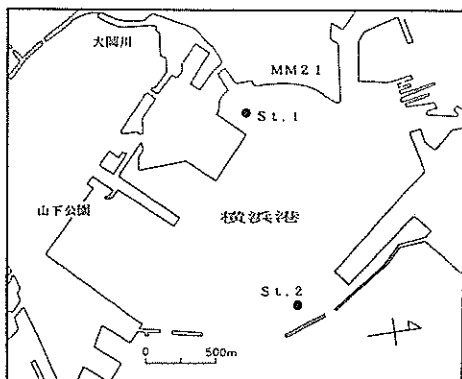


図-5-1 底質柱状試料採取地点

表-5-1 分析項目及び方法

分析項目	分析方法
鉛-210 ビスマス-214 セシウム-137	高純度Ge半導体検出器
垂鉛、鉛、銅 比重	けい光X線分析法 ¹⁾ JIS A 1202

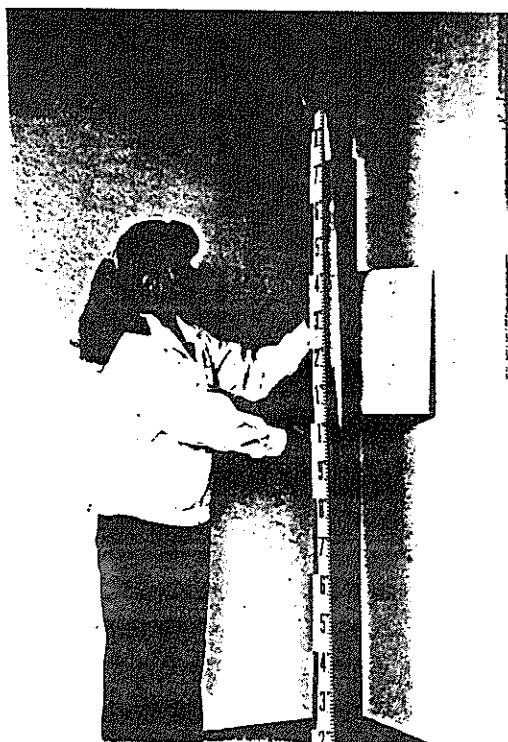


写真-5-1 St.1で採取した底質柱状試料

実際には積算堆積重量と過剰鉛-210を片対数上にプロットし、その傾きから平均堆積速度を求めることができる。

その結果を、図-5-2及び3に示す。なお、St.1においては0~5cm、5~10cm、70~75cmの3点は回帰線から大きく外れているため除外した。St.2においては35~40cmと50~55cmの2点を同様に除外した。図の傾きから平均堆積速度は、St.1では0.83g/cm²/y、St.2では0.60g/cm²/yであった。St.1は大岡川の河口部に位置するため河川からの負荷が大きく、平均堆積速度が大きくなっている。

この値を用いて、深度(cm)に年代のスケールを割り当てると、St.1では11cmの深度が1985年、23cm-1980年、45cm-1970年、74cmの深度が1950年頃に堆積したと推定される。

同様に、St.2では、6.3cmの深度が1985年、14cm-1980年、26cm-1970、48cm-1950年、70cmの深度が1930年頃に堆積したと推定される。

5-4-2 堆積状態

図-5-4~5に各項目の深度分布を示す。

重金属元素の深度分布が、表層から深くなるに伴い濃度が高くなり、深度40~80cm(元素により異なる)、その後は減少傾向を示している。この傾向は、東京湾などにおける重金属の深度分布と一致しており、概ね堆積状態は良いと言える。しかし、堆積年代を推定する際に鉛-210の値がSt.1、2とも回帰線から外れる試料が認められるので、若干の攪乱の影響は考慮する必要がある。

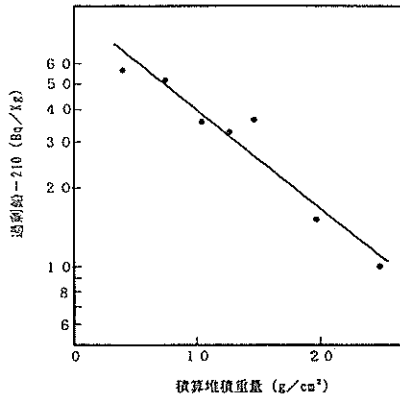


図-5-2 積算堆積重量と過剰鉛-210の散布図 (St.1)

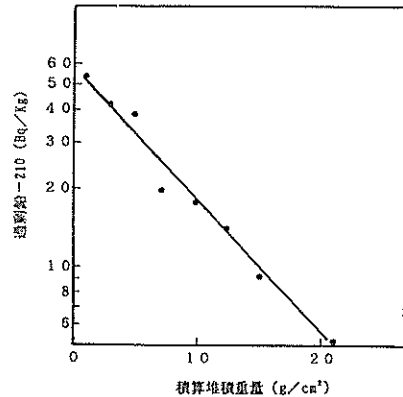


図-5-3 積算堆積重量と過剰鉛-210の散布図 (St.2)

5-4-3 汚染の記録

St.1では、汚染物質と考えられるZn、Pb及びCuの各濃度が深度40cm付近で最大値を示した。この深度に対応するのは1970年頃であり、この時期に水質汚濁が進んでいたと考えられる。40cmから上層に向けては3元素とも減少傾向を示しており、水質汚濁は改善傾向にある。セシウム-137は、核実験による影響が大きいため、1950年以降に濃度が高くなると予想される。しかし、St.1では表層から75cmまでの測定であったため、この深度が1950年頃に対応しており、それ以前の状況は確認できなかった。また、チェルノブイリ原発事故のあった1986年以降の深度において、特に高濃度値は検出されず、その影響は確認できなかった。これはチェルノブイリ原発事故によるセシウム-137の年間降下量は2.36 dpm/cm²/年³⁾であり、1963年頃の総量に比較して約6%程度と少量であったためと考えられる。

St.2は15cm付近で、ZnやPbの濃度が最大値を示した。この深度は1980年頃に対応しており、汚染の経緯がSt.1とは異なっている。St.2は防波堤から100m位離れた地点のため、底質に堆積する水中の粒子状物質の挙動が複雑なことなどが要因と考えられる。40cm以深はほぼ一定値を示し、横浜港におけるバックグラウンド値とみなせる。セシウム-137は40cmより上層の試料から検出され、40cm以深では検出されなかった。これを堆積年代と対応させると、1955年以降にセシウム-137が検出され、核実験の実施状況や東京での年間降下量の推移と一致している。

5-5 まとめ

横浜港の2地点において、底質柱状試料を採取し、堆積年代測定を行い、次のことが明らかになった。

- (1) 鉛-210を用いて底質柱状試料の堆積年代を推定した結果、大岡川河口部のSt.1では表層から11cmの部分で1985年頃、23cm-1980年頃、45cm-1970年頃、74cm-1950年頃に堆積したと推定された。また、防波堤西側のSt.2では、表層から6.3cmの部分で1985年頃、14cm-1980年頃、26cm-1970年頃、48cm-1950年頃、70cm-1930年頃に堆積したと推定された。
- (2) セシウム-137の深度分布の結果から、St.2では核実験が盛んに行われるようになった1955年以降から検出され、核実験による放射能汚染の影響が確認された。

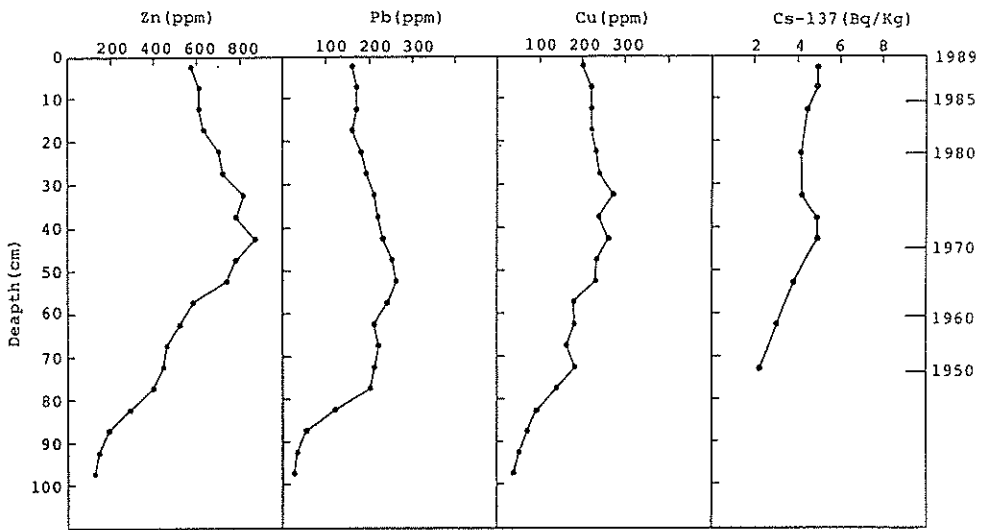


図-5-4 重金属及びセシウム-137の深度分布 (St.1)

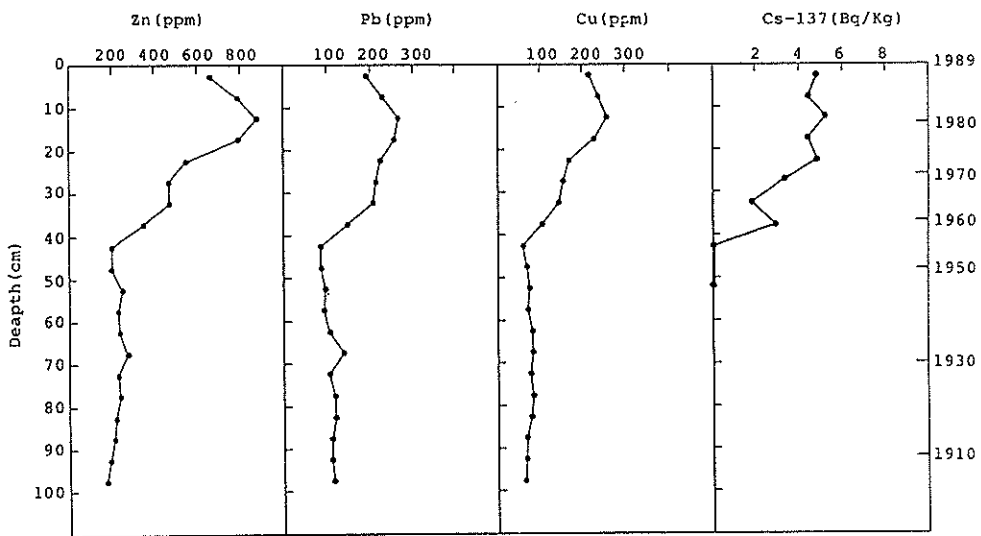


図-5-5 重金属及びセシウム-137の深度分布 (St.2)

今後、さらにPCBやHCHなどの分析を行い、化学物質による環境汚染の変遷や、生物遺骸などから生物の生息環境などについて明らかにしていきたい。

文献

- 1) 白柳康夫：底質のけい光X線分析法の検討、横浜市公害研究所報、8、103-110(1983)。
- 2) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアル「底質・生物篇」、恒星社厚生閣、38-42(1986)。
- 3) 神奈川県衛生研究所：神奈川県における放射能調査・報告書-1986年一、(1986)。

おわりに

横浜港の水質汚濁の要因は、次の2点が最も大きな要因と言える。

第1点は、東京湾という閉鎖的な水域の奥に位置し、そのうえ防波堤や埋め立て地で、さらに閉鎖性が高いことである。第2点は、その集水域での過度な人口集中、及び工業活動が活発なことである。この要因が顕在化したのは昭和30年代からであり、経済の高度成長に伴い、横浜港の水質汚濁は進行していった。近年は、水質汚濁防止法などの法整備や下水道整備により、ある程度の改善がみられる。しかし、横浜市の水質環境目標である「魚がすみ、釣りや水遊びの楽しめる海や川を市民の手に取りもどせる」には至っていない。

横浜港の水質を改善するためには、まず先の2点を改善する必要がある。しかし、第1点の地形的な問題は、長期的な港湾計画などと関わるものであり、現状では横浜港内の水質改善にただちに役立つものではない。第2点は、流域の下水道整備の促進によりかなりの改善が期待できる。横浜市では下水道整備を重点施策として積極的に推進しており、大岡川の流域では100%近い普及率を達成している。しかし、下水道整備の進展により、河川からの流入負荷は削減できるが、港内に堆積した汚染底質—ヘドロ—からの富栄養化原因物質の窒素・リンなどの溶出が、横浜港の水質改善を遅らせてしまうことになる。

そのため、汚染された底質の改善が必要であり、次の2つの方法が挙げられる。まず、浚渫である。底質編—1で報告したように、50cm前後の深度の底質は表層よりも汚染状態が悪いので、浚渫深度を深くしなければならない。第2には覆砂である。覆砂を実施する際にも、水深を確保するための浚渫が必要になる。浚渫・覆砂の事業を横浜港において実施するには、膨大な費用を要する。

現実的に実施可能な施策としては、エリアを限定することであろう。横浜港の観光資源として注目されているのは、山下公園周辺とみなとみらい21 (MM21) 地区である。特にMM21地区の“緑のネットワーク”を形成する水際線緑地は、これから整備をする段階であり、対策を実施しやすい地域である。この様な考えに基づいて、横浜市港湾局が検討している“シーブルー事業” (海域環境創造事業) について紹介する。

この事業は、浚渫・覆砂に加え、曝気機能を備えた親水浄化護岸や、海水が礫間を通過する間に生物処理により浄化される礫間浄化締切堤など、水・底質の改善施策を行うと同時に、緑地や海浜などの整備と一体となって取り組み、快適な海域環境を創造するものである。そのため、周辺の海域や土地の利用計画と整合を計るなど、実施に向けて慎重に検討している。また、浚渫土の処分先や浄化施設のメンテナンスなど、まだ残された課題も多い。

以上のような、水質改善のための施策はこれからはますます重要な課題となることが予想される。その際の基礎資料として、この報告書が活用されることを望むものである。

調査研究担当者

白柳 康夫

初貝 留美

*大矢 正代 (底質編—3 担当)

(*元横浜市環境科学研究所職員)